J. Lake Sci.(湖泊科学),2027,39(5):000-000
DOI: 10.18307/2027.0523
©2027 by *Journal of Lake Sciences*

南四湖水体和沉积物中氮磷化学计量的时空分布特征及影响因素*

吴同帅[1,2]，杨丽原[1]，吴艳宏[2]，邴海健[2**]
（1：济南大学水利与环境学院，济南 250022）
（2：中国科学院、水利部成都山地灾害与环境研究所，成都 610213）

摘　要：水体和沉积物中氮磷及其化学计量关系直接决定了湖泊富营养化的发生，研究其时空分布规律及影响因素对于提升湖泊水环境质量具有重要的现实意义。基于 2010－2024 年水质监测数据以及样品采集，分析了南四湖水体和沉积物中总氮（TN）、总磷（TP）及其比值的时空分布特征，探究了影响湖泊氮磷及其比值的关键因素。结果表明，2010－2024 年水体 TN 浓度呈下降趋势，而 TP 浓度呈上升趋势，导致 TN:TP 比持续下降，说明水体氮磷比例发生变化；TN 浓度在春冬季较高，TP 浓度在夏秋季较高，TN:TP 比呈现出夏秋低、春冬高的季节特征，进一步说明了氮磷浓度变化在时间上的不同步性。空间上，微山湖水体氮磷浓度较高；表层沉积物中氮磷浓度呈现出不同的空间差异，独山湖和微山湖 TN:TP 比高于其它湖区；气候因素、人类活动和水文过程是水体和沉积物中氮磷分布的主要影响因素。水体与沉积物之间 TN 浓度呈正相关、TP 浓度呈负相关，反映了水体-沉积物氮磷交换过程的差异性，这可能也是水体氮磷失衡的原因之一。在垂直分布上，随着沉积物深度增加氮磷浓度及其比值均明显下降，说明表层沉积物是水体氮磷重要的汇和潜在来源。区别于以往侧重单一介质或短时序的研究，本研究首次基于南水北调东线工程运行以来的长序列数据，系统揭示了南四湖水体-沉积物氮磷化学计量关系的长期演变趋势，研究结果强调了对南四湖流域氮磷协同管理的必要性，为湖泊水环境质量保护提供科学依据。
关键词：养分循环；化学计量平衡；时空变化；水体-沉积物；南四湖

Spatiotemporal distribution and influencing factors of stoichiometric relationship of nitrogen and phosphorus in water and sediments of Lake Nansi *

Wu Tongshuai[1,2], Yang Liyuan[1], Wu Yanhong[2] & Bing Haijian[2**]
(1: *School of Water Resources and Environment, University of Jinan, Jinan* 250022, *P.R.China*)
(2: *Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences, Chengdu* 610213, *P.R.China*)

Abstract: Nitrogen and phosphorus concentrations and their stoichiometric ratios in lake water and sediments are key to regulating lake eutrophication. Understanding their spatiotemporal variations and driving factors can support lake water quality improvement. Based on field sampling and water quality monitoring data from 2010 to 2024, this study analyzed the spatiotemporal variations of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), and their ratios in the water and sediments of Lake Nansi. It also examined the key factors affecting their distribution and stoichiometric relationships. The results showed that water TN concentrations decreased, while water TP concentrations increased from 2010 to 2024. This caused a continuous reduction in the water TN:TP ratio and changed the nitrogen and phosphorus balance in the water column. Water TN concentrations were higher in spring and winter, while water TP concentrations were higher in summer and autumn. The TN:TP ratio was lower in summer and autumn but higher in spring and winter. This indicates temporal asynchrony in TN and TP variations. Spatially, the water column had higher TN and TP concentrations in Lake Weishan than in other lake subzones. Surface sediments showed clear spatial differences in TN and TP concentrations. Lake Dushan and Lake Weishan had higher sediment TN:TP ratios than other lake subzones. Climate conditions, human activities, and hydrological processes were the main factors controlling TN and TP distribution in both water and sediment. Water and sediment TN concentrations were positively correlated, while TP concentrations were negatively correlated. This difference reflects inconsistent

* 2026-03-29 收稿；2026-08-11 收修改稿；2026-09-22 录用。
国家自然科学基金项目（42577277）和四川省科技计划项目（2025ZNSFSC0290）联合资助。
** 通讯作者; E-mail: hjbing@imde.ac.cn

water-sediment exchange processes between nitrogen and phosphorus. It partly causes the nitrogen-phosphorus imbalance in the water column. Vertically, TN and TP concentrations and their ratios decreased significantly with increasing sediment depth. This pattern indicates that surface sediments are important sinks and potential sources of TN and TP for the overlying water. Unlike previous studies that focused on a single environmental medium or short-term datasets, this study systematically revealed the long-term evolutionary characteristics of water-sediment nitrogen and phosphorus stoichiometry in Lake Nansi. It used long-term monitoring data after the operation of the Eastern Route of the South-to-North Water Diversion Project. The results highlight the need for coordinated nitrogen and phosphorus management in the Lake Nansi basin. They also provide a scientific reference for lake water environment protection.

Keywords: Nutrient cycling; stoichiometric balance; spatiotemporal variation; Water-sediment; Lake Nansi

富营养化已成为全球湖泊面临的重大水环境问题。自工业革命以来，超过 60%的湖泊受到水体富营养化及藻华爆发的威胁[1]，严重影响湖泊水环境质量与饮用水安全。湖泊富营养化的形成通常受到面源污染、内源释放、水文条件及气候等多重因素的共同驱动[2-3]。其中，氮和磷作为湖泊初级生产力的关键限制因子，在湖泊富营养化及藻华事件中发挥了至关重要的作用[3-4]。因此，深入探究湖泊生态系统中氮磷的时空分布特征及其调控机制，是预防水环境质量下降和保障水生态安全的重要前提。

现有研究多聚焦于湖泊水体或沉积物中氮磷浓度的时空分布特征，并揭示了不同气候条件和人类活动对氮磷分布的影响[5-9]。但是，这些研究多局限于短时间尺度或者局部空间范围，而且分别针对水体或者沉积物开展调查[6-8]，缺乏基于长时间尺度且同时涵盖水体与沉积物中氮磷分布的综合分析，导致对湖泊系统中氮磷时空分布规律及其调控机制的认识尚不明晰。此外，单纯分析氮磷浓度并不足以全面认识水体富营养化动态，氮磷化学计量关系的变化对湖泊富营养化的发生可能具有更加深远的影响[9]。目前，氮磷比值已经成为评价水体养分限制状态、浮游植物生长及初级生产力的重要指标[10-11]。在海洋生态系统中水体氮磷化学计量比遵循经典的 Redfield 比值（如 N:P = 16），然而在淡水湖泊中该比值的普适性受到浮游植物组成与营养盐背景的影响[12]。研究表明，我国大多数湖泊水体的氮磷比显著高于 16[13]。目前，国际上提出了基于水体氮磷比值的养分限制标准[14-17]：当氮磷比< 20 时，浮游植物受氮限制；氮磷比介于 20~50 时，表现为氮磷共同限制；氮磷比> 50 时则为磷限制。从长时间尺度和大空间范围上探究水体和沉积物中氮磷浓度及其化学计量关系的变化及其影响机制，可为揭示湖泊养分结构变化和水体富营养化潜力提供科学依据。

南四湖作为华北地区最大的淡水湖泊，是南水北调东线工程的关键输水通道与调蓄节点，其水生态安全直接关系到沿线区域的供水保障。流域工业化进程导致氮磷等营养盐过量输入，曾引发南四湖水质恶化及藻华频发，成为突出的水生态与环境问题[18-20]。为保障南水北调工程沿线输水安全，从 2002 年起对南四湖水环境质量进行治理，在减少工业污水排放后，南四湖水质得到改善，富营养化程度有所缓解[21]，2021 年实施的《南四湖流域水污染综合整治三年行动方案》进一步缓解了南四湖流域的面源污染。然而，沉积物作为营养盐的重要来源，依然对湖泊营养状态产生显著影响[22]。随着全球湖泊氮磷输入失衡现象日益突出[23]，南四湖水体富营养化过程与高效治理措施之间的复杂关系引起了广泛关注[24]。但是，在南四湖开展的氮磷研究多局限于水体或沉积物，缺乏长时间尺度水体-沉积物的综合分析，严重制约了水体-沉积物中氮磷迁移转化机制的认识以及对污染治理措施的制定。

鉴于此，本研究利用南四湖 2010~2024 年的逐月监测数据，并结合全湖范围内水体及沉积物（表层及柱状样）样品的采集，系统探究南四湖水体与沉积物中氮磷浓度及其比值的时空变化特征，探讨影响水体和沉积物中氮磷分布及其化学计量关系的关键因素。研究结果旨在为南四湖水环境质量保护以及南水北调工程的科学实施提供理论依据和数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

南四湖是山东省第一大湖，位于济宁市境内（34°27′~35°20′N，116°34′~117°21′E），由南阳湖、独

山湖、昭阳湖和微山湖四个南北连通的湖泊组成（图 1），总面积为 1266 km^2，占全省淡水水域面积的 45%，平均水深为 1.5 m[25]。1960 年在湖腰处建成拦湖大坝（二级坝），将湖泊一分为二，分别称为上级湖和下级湖。坝北为上级湖，由南阳湖、独山湖和昭阳湖的大部分组成，面积为 602 km^2，由 29 条河流汇入，是南四湖的主要汇水区；坝南为下级湖，由昭阳湖的小部分和微山湖组成，面积为 664 km^2，由 24 条河流汇入[22]。

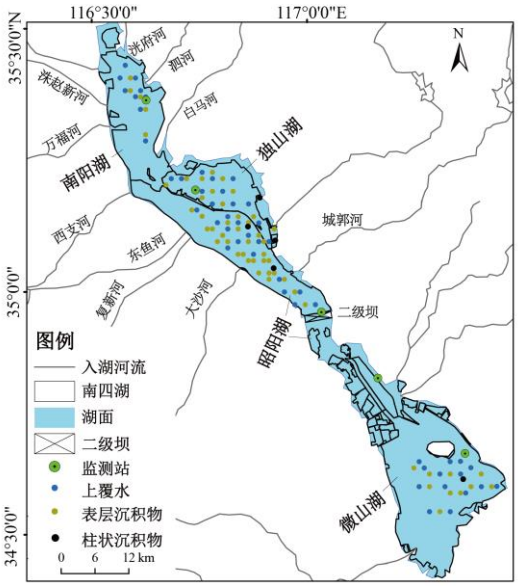

图 1 南四湖概况和采样点分布特征

Fig. 1 Characteristics of Lake Nansi and the distribution of sampling sites

2013 年 11 月，南水北调东线工程正式通水，利用多级泵站将长江水向北输送，水流依次经洪泽湖、高邮湖、骆马湖、南四湖和东平湖，最终流向胶东地区和天津。在干旱期（每年 12 月至次年 5 月），南水北调工程自韩庄闸引水，向南四湖输水，水流自南向北流动；在雨季停止输水，由于南四湖地形西北高东南低，水流自北向南流动[26]。南水北调工程加速水体更新的同时，也加剧了对沉积物的扰动。为了保障用水安全，2021 年实施了《南四湖流域水污染综合整治三年行动方案》，有效控制了流域面源污染。《南水北调总体规划》对输水干线的水质提出了III类水标准要求，但是由于输水干线穿越多个城市人口密集区、工农业区及航运区，当前水质保障形势依然严峻。

1.2 样品采集

2024 年 5 月，在南四湖按 4 km×4 km 网格布设水质监测点 50 个、表层沉积物点 102 个、柱状沉积物点 5 个（图 1）。采样时，在水下 0.5 m 处采集上覆水，并选用 1 L 的棕色广口瓶收集。利用重力采样器采集表层 0~1 cm 的表层沉积物样品，用塑封袋封装；利用活塞采样器，在不同湖区分别采集 20 cm 深沉积物柱状样，现场按照 2 cm 的间隔分样，并储存在塑封袋中。将沉积物样品运送至实验室后，去除动物残骸、植物根系和其它杂质后冷冻保存，样品冷冻干燥后进行沉积物指标的测定。

1.3 化学分析

水体总氮（TN）浓度采用硫酸钾氧化紫外分光光度法测定；总磷（TP）浓度采用钼锑抗分光光度法测定；高锰酸盐指数（COD_{Mn}）采用酸性高锰酸钾法测定；五日生化需氧量（BOD_5）采用稀释接种法测定；叶绿素 a（Chl.*a*）浓度参照《水质叶绿素 a 的测定分光光度法》（SL 88-2012）进行测定。参照《水质 pH 值的测定玻璃电极法》（GB/T 6920-1986）测定水体 pH 值。参照《水质钙和镁的测定原子吸收分光光度法》（GB/T 11905-1989），水体中钙离子（Ca^{2+}）和镁离子（Mg^{2+}）浓度采用火焰原子吸收分光光度法（FAAS）测定；参照《水质溶解氧的测定电化学探头法》（HJ 506-2009）测定溶解氧（DO）浓度

（补充说明 1、附表I）。

沉积物样品经碱性过硫酸钾于 120 ℃消解 30 min 后，TN 浓度采用紫外分光光度法测定；沉积物样品经 550 ℃灼烧去除有机质后，用稀 HCl 提取，TP 浓度采用钼锑抗分光光度法测定；利用 1 M HCl 去除样品中的无机碳后，沉积物中有机碳（OC）浓度采用总有机碳分析仪法测定；pH 值采用电位法测定（水土比 2.5:1）。沉积物样品经硝酸、氢氟酸、高氯酸消解后，铁（Fe）、锰（Mn）和钙（Ca）的浓度通过电感耦合等离子体原子发射光谱法（ICP-AES, Leeman Labs, Profile DV）测定（补充说明 2）。

所有样品的采集、保存和检测过程严格遵循《地表水监测技术规范》（HJ 91.2-2022）、《水质采样技术指导》（HJ 494-2009）及《水质样品保存和管理技术规定》（HJ 493-2009）等文件的规定，水质指标的测定遵循中国地质调查局《多目标区域地球化学调查规范（1:250000）》（DZ/T 0258-2014）、《生态地球化学评价样品分析技术要求》（DD 2005-03）。为确保分析结果的准确性和可靠性，分析过程中均采取了相应的质控措施，设置标准样品、平行对照组、空白对照组，各指标平行对照组测定结果的相对标准偏差均小于 5%。

1.4 数据处理与统计分析

2010–2020 年南四湖水体 TN、TP、BOD_5、COD_{Mn} 和 Chl.*a* 的数据取自谭浪等[27]的结果，该研究针对南四湖上级湖与下级湖开展研究，未对四个湖区进行区分，监测频率为月度，具体监测方案为：在上级湖设置 5 采样点，在二级坝站设置 2 个采样点，在下级湖设置 3 个采样点。2021–2024 年，TN、TP、COD_{Mn}、DO 和 pH 数据取自中国环境监测总站国家水质自动化综合监测平台(https://szzdjc.cnemc.cn:8070/GJZ/Business/Publish/Main.html)，涵盖南阳、二级坝、岛东、前白口和大捐五个监测断面，监测频率同为月度；南四湖上下级湖蓄水量数据源于淮河委员会官网；南四湖周边城市工业和生活污水排放量、氮肥和磷肥施用量、渔业总产值及逐月降雨量数据均源于山东统计年鉴（2010–2024 年）（见补充说明 3）。

所有统计分析均在 R 3.4.5 中完成，采用“trend”包中的修正 Mann-Kendall 检验对时间序列数据进行趋势分析，该方法通过考虑数据的自相关性和依赖性，减少潜在偏差，能够准确识别并评估时间序列中的变化趋势[17]。采用单因素方差分析（ANOVA）结合 Tukey’s HSD 事后检验，比较不同湖区氮磷浓度及其比值的差异。利用“lme4”包开展双因素方差分析，检验不同湖区和季节下氮磷浓度及其比值的差异性。为识别水质变异的环境因子，采用“factoextra”包进行主成分分析（PCA），提取特征值大于 1 的主成分，基于因子载荷识别关键驱动因子（附图III）。采用 Spearman 相关性分析，探究水体与沉积物中各环境因子与氮磷及其比值的关系。

2 结果

2.1 南四湖水体中氮磷浓度及其比值的时间分布特征

2010–2024 年，水体 TN 浓度为(0.451~4.89) mg/L，均值为(1.64±0.164) mg/L（下级湖为(1.69±0.132) mg/L，上级湖为(1.59±0.161) mg/L，均值±标准误差）。水体 TP 浓度为 0.005~0.121 mg/L，均值为 0.035±0.003 mg/L（下级湖为(0.046±0.003) mg/L，上级湖为(0.032±0.001) mg/L）。TN:TP 比介于 21~668 之间，均值为 133±10（下级湖为 138±10，上级湖为 129±9）。随着时间增加，水体 TN 浓度呈波动下降趋势，TP 浓度则呈上升趋势，氮磷比持续下降（图 2）。2013 年（南水北调工程）之前，TN 浓度较高（(1.76±0.168) mg/L），TP 浓度较低（(0.029±0.001) mg/L），TN:TP 比较高（194±9）；之后，TN 浓度逐渐降低（(1.32±0.163) mg/L），TP 浓度持续上升（(0.043±0.001) mg/L），TN:TP 比明显下降（76±11）。在季节上，2010~2020 年氮磷浓度及其比值在季节间的波动较小，2020 年之后 TN 浓度在冬春较高、夏秋较低，TP 浓度在夏秋较高、春冬较低，TN:TP 比在春冬较高、夏秋较低。

2.2 南四湖水体中氮磷浓度及其比值的空间分布特征

基于 2024 年南四湖水体氮磷浓度的空间分布，TN 浓度为 0.150~3.11 mg/L（(1.30±0.135) mg/L），整体上呈现中部和南部高、北部低的分布特征（图 3a），微山湖和昭阳湖 TN 浓度分别为(2.27±0.039) mg/L 和(1.69±0.041) mg/L，显著高于南阳湖（(0.430±0.022) mg/L）和独山湖（(0.381±0.126) mg/L）（$P < 0.05$）。

TP 浓度为 0.020~0.070 mg/L（(0.034±0.002) mg/L），微山湖 TP 浓度较高（(0.041±0.002) mg/L），其次为南阳湖（(0.032±0.001) mg/L）和独山湖（(0.034±0.001) mg/L），而昭阳湖的浓度最低（0.025±0.002 mg/L）（$P < 0.05$）（图 3b）。TN:TP 比为 8~316（91±10），整体呈现出中南部高、北部低的空间特征（图 3c），微山湖和昭阳湖 TN:TP 比较高，分别为 131±5 和 120±4，而南阳湖和独山湖的比值较低，分别为 19±2 和 22±9（$P < 0.05$）。

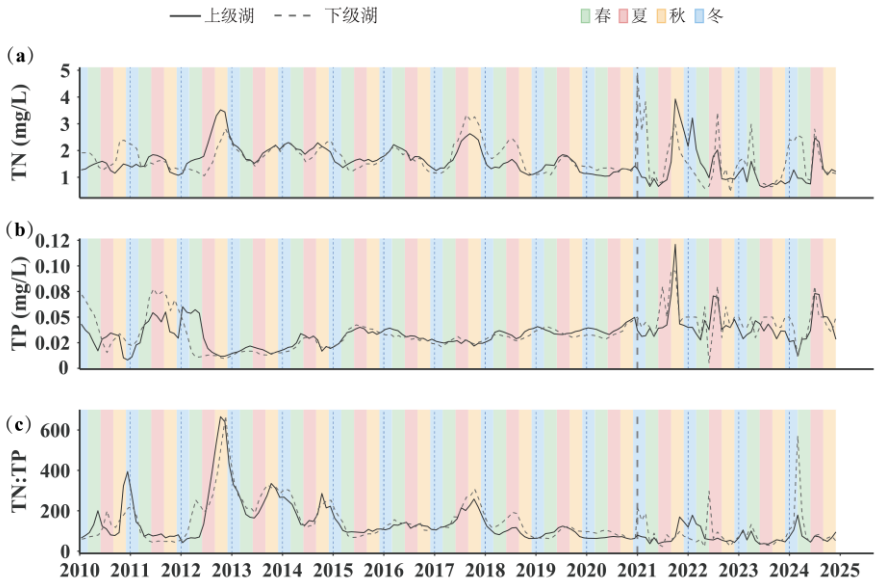

图 2 2010–2024 年南四湖水体中氮磷浓度及其比值的年际变化特征

（灰色虚线表示 2021 年《南四湖流域水污染综合整治三年行动方案》实施节点，同时为数据来源转换分界，灰色虚线左侧：2010–2020 年水文数据来源于谭浪等[27]；灰色虚线右侧：2021–2024 年数据取自水文监测站，涵盖南阳、二级坝、岛东、前白口、大捐五个断面）

Fig. 2 Interannual variations (2010-2024) in the concentrations of TN and TP and their ratios in water of Lake Nansi

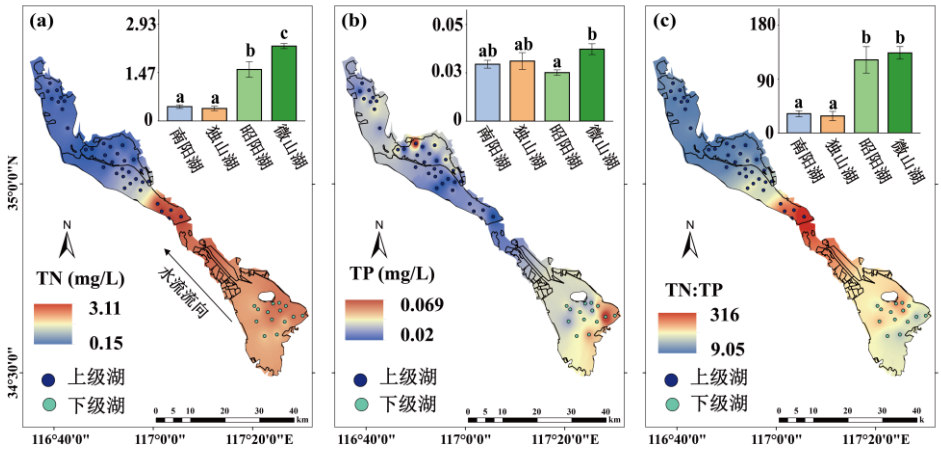

图 3 南四湖水体中氮磷浓度及其比值的空间分布特征

Fig. 3 Spatial distribution of the concentrations of TN, TP, and their ratios in water of Lake Nansi

2.3 南四湖表层沉积物中氮磷浓度及其比值的空间分布特征

表层沉积物中氮磷浓度在四个湖区未表现出显著差异（$P > 0.05$），但在整个湖区呈现明显的空间分布特征（图 4a, b）。具体地，TN 浓度为 0.600~10.0 g/kg（(4.24±0.209) g/kg），整体表现出中部低、南北高的特征（图 4a）。TP 浓度为 0.438~1.23 g/kg（(0.730±0.012) g/kg），在昭阳湖北部区域表现出较高浓度（图 4b）。TN:TP 比为 3~22（12±1），整体呈现出南北高、中间低的特征（图 4c），独山湖与微山湖 TN:TP 比较高，分别为 16±1 和 14±1，显著高于南阳湖（11±1）和昭阳湖（10±1）（$P < 0.05$）。

2.4 南四湖沉积物中氮磷浓度及其比值的垂直分布特征

随着沉积物深度的增加 TN 浓度整体呈递减趋势，尤其在 10 cm 以下最为显著（图 5a）。独山湖 TN 浓度为 0.780~2.58 g/kg（(1.46±0.208) g/kg），除了 4 cm 处整体随深度增加而显著下降；昭阳湖 1 号点 TN 浓度为 1.19~3.38 g/kg（(2.58±0.171) g/kg），2 号点为 0.610~2.18 g/kg（(1.31±0.153) g/kg），3 号点为 0.900~1.74 g/kg（(1.24±0.168) g/kg），除了 1 号点 10 cm 处较高外，TN 浓度均随深度增加而下降；微山湖 TN 浓度为 1.03~4.08 g/kg（2.62±0.371) g/kg），随深度增加而明显下降。

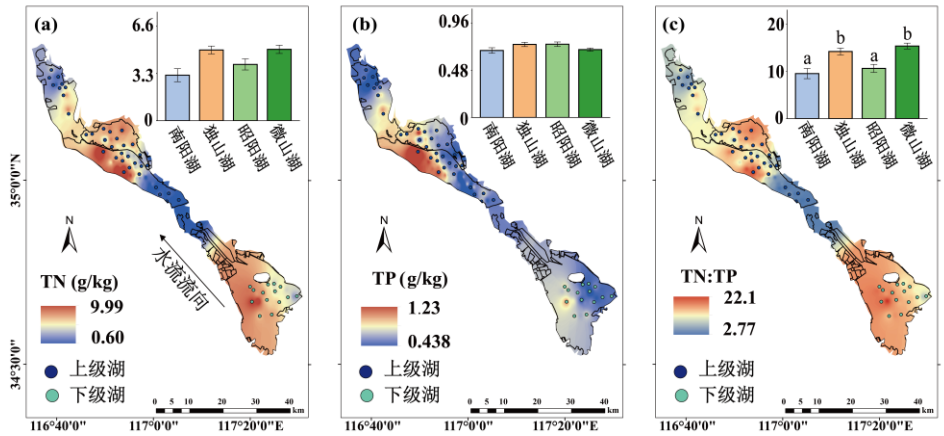

图 4 南四湖表层沉积物中氮磷浓度及其比值的空间分布特征

Fig. 4 Spatial distribution of the concentrations of TN, TP, and their ratios in surface sediments of Lake Nansi

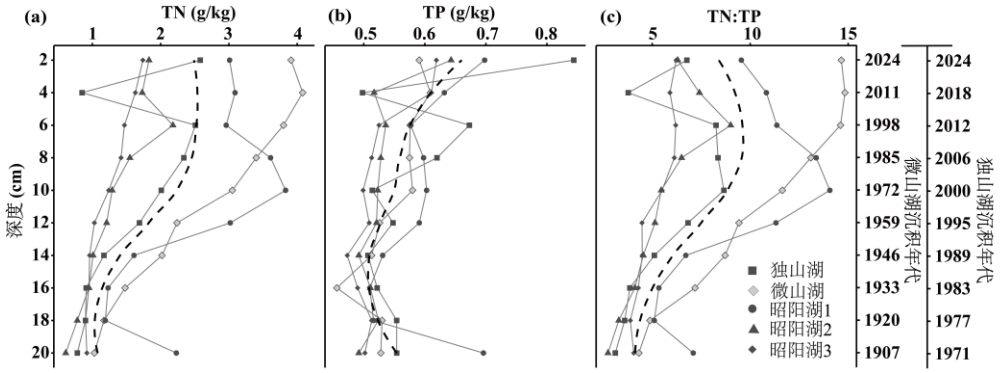

图 5 南四湖沉积物中氮磷浓度及其比值的垂直分布特征（图中黑色虚线表示各指标在垂直方向上的平均变化趋势，图中年代数据引自杨丽原等[28]和吴艳宏等[29]，其中 1980s 对应改革开放后流域氮磷输入增加的转折期，2013 年对应南水北调东线工程通水节点；定年方法见附件补充说明 4）

Fig. 5 Vertical distribution of the concentrations of nitrogen (TN), phosphorus (TP), and their ratios in sediments of Lake Nansi

沉积物中 TP 浓度的变化幅度较小，整体随深度增加而下降（图 5b）。独山湖 TP 浓度为 0.498~0.844 g/kg（(0.575±0.028) g/kg），除了 4 cm 处整体随深度增加而下降；昭阳湖 1 号点 TP 浓度为 0.510~0.698 g/kg（(0.595±0.017) g/kg），2 号点为 0.492~0.643 g/kg（(0.529±0.013) g/kg），3 号点为 0.473~0.619 g/kg（(0.525

±0.014) g/kg），TP 浓度均随深度增加而下降；微山湖 TP 浓度为 0.456~0.609 g/kg（(0.548±0.011) g/kg），其随深度增加而逐渐下降。

独山湖、昭阳湖 1 和 2 号点沉积物中 TN:TP 比为 3~9（均值 5±1），昭阳湖 3 号点 TN:TP 比为 4~6（5±1），微山湖 TN:TP 比为 4~15（10±1）。不同湖区沉积物中 TN:TP 比的垂直变化特征与 TN 相似，整体上呈现出随深度增加而显著下降的趋势（图 5c）。

2.5 水体和沉积物中氮磷浓度及其比值与环境因子之间的关系

水体 TN 浓度和 TN:TP 比分别与表层沉积物中的浓度和比值之间呈现显著的正相关关系（图 6a, c），而水体 TP 浓度与其在沉积物中的浓度之间呈现出显著的负相关关系（图 6b），反映了湖泊中氮磷迁移转化过程存在明显差异。由于 2021 年前后水体氮磷浓度及其比值存在明显差异，分别分析了 2021 年前后其受到的影响（图 7a, b）。2010–2020 年，TN 与 TN:TP 比正相关，与 TP、COD_{Mn} 负相关；TP 与 COD_{Mn} 正相关，与 TN、TN:TP 比、Chl.*a* 负相关，表明水体氮磷的累积与有机质输入和生物作用有关。2021 年之后，TN 与 TP、TN:TP 比、Ca^{2+}和 Chl.*a* 正相关，与 pH、Mg^{2+}、COD_{Mn}、BOD_5 和 DO 负相关；TP 与 TN 和 Chl.*a* 正相关，与 TN:TP 比、Ca^{2+}和 Mg^{2+}负相关，表明水体氮磷的累积受生物作用、有机质和金属离子的调控。

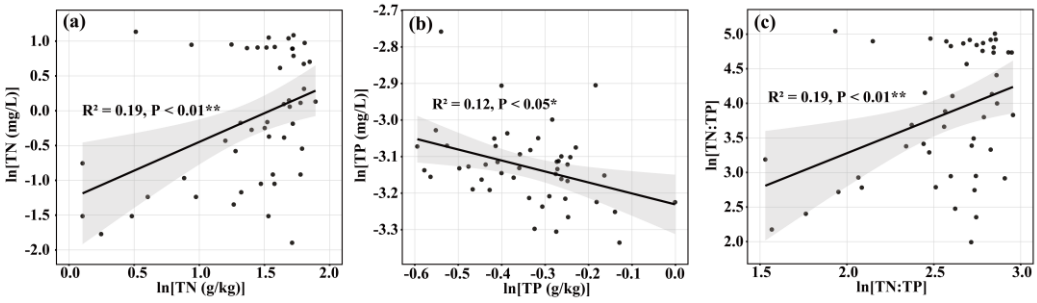

图 6 南四湖水体与表层沉积物中氮磷浓度及其比值的关系

（*符号表示具有统计学显著性水平：*P < 0.05，**P < 0.01）

Fig. 6 Relationships of nitrogen (TN), phosphorus (TP), and their ratios between water and sediments in Lake Nansi （*Asterisks indicate statistically significant levels: *P < 0.05, **P < 0.01）

表层沉积物中 TN 与 TP、TN:TP 比、OC、Ca 正相关，与 pH 负相关；TP 与 TN、TN:TP 比、OC、Ca 正相关，与 pH 负相关（图 7c），表明氮磷的迁移过程存在相似性，受到有机质、碳酸盐矿物和 pH 的调控。在沉积物剖面中，TN 与 TP、TN:TP 比、OC、Ca 正相关，与 pH、Mn 和 Fe 负相关；TP 与 TN、TN:TP 比、OC、Ca 正相关，与 pH 和 Fe 负相关（图 7d），说明氮磷的分布受到有机质、金属氧化物和 pH 的影响。

3 讨论

3.1 南四湖水体中氮磷浓度时空变化的影响因素

南四湖水体 TN 浓度处于地表水IV类水标准，TP 浓度处于地表水 III 类水标准，属于中营养水平（表 1）。与我国其他湖泊相比，南四湖的水质整体上优于长江中下游富营养化湖泊（如鄱阳湖、巢湖、太湖），与博斯腾湖和南水北调东线的高邮湖相当。长江中下游流域工业发展较为集中，人为营养盐输入负荷较高，导致氮磷浓度普遍偏高[17]。相比之下，南水北调东线沿线湖泊（南四湖、东平湖、高邮湖）氮磷浓度相对接近，可能源于调水工程实施后水体交换增强、营养盐滞留时间缩短[30]。西部博斯腾湖和东北查干湖 TN 浓度略高于南四湖，可能因湖泊连通性较低、水力滞留时间较长，促进营养盐累积[31-32]。同属南水北调东线的洪泽湖和高邮湖 TP 浓度较高，可能与其位于淮河下游，受上游泥沙及营养盐输入影响较大，而且水流扰动加剧沉积物再悬浮，促进内源磷释放[30]。

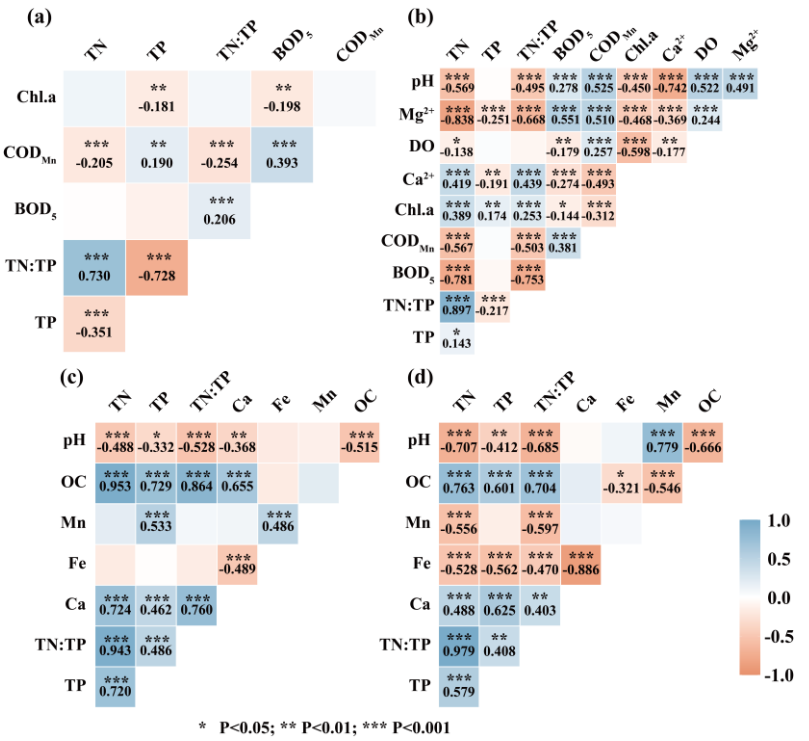

图 7 南四湖水体与沉积物中氮磷浓度及其比值与环境因子的关系

（图 a, b 分别为 2010~2020 年和 2021~2024 年水体中相关性结果；图 c, d 分别为表层沉积物与沉积物剖面中相关性结果；*P < 0.05，**P < 0.01，***P < 0.001）

Fig. 7 Relationships of nitrogen (TN), phosphorus (TP), and their ratios with environmental factors in water and sediments of Lake Nansi

南四湖水体氮磷浓度的时间变化反映了流域农业活动的影响。2010 年后农业施肥结构的调整造成氮肥投入比例下降，同时氮可能通过反硝化过程从水体中逸失[33]。磷的迁移与去除途径有限，主要滞留于水体与沉积物中，导致 TP 呈累积趋势[34]。此外，水体 TP 与 COD_{Mn} 正相关（图 7a），说明磷可能与耗氧有机物及颗粒物混合污染有关[33]。水体氮磷的季节性波动与流域降雨量增加密切相关[35]。根据山东统计年鉴，2021 年后秋季降水增多，农业化肥可能随径流进入湖泊，导致营养负荷增加；冬季调水量减少引发水体浓缩效应，致使冬季 TN 升高。与 2021 年前相比，TN 与 TP 正相关性增强，TP 与 COD_{Mn} 相关性减弱，说明氮磷输入来源发生变化。根据山东省统计年鉴，TN 与氮肥施用量和生活污水排放量显著正相关（P < 0.05，附表III），说明农业和生活污水是主要氮源；TP 与渔业总产值显著正相关（P < 0.05，附表III），说明渔业活动引起的内源扰动（如底栖生物扰动）可能导致 TP 上升。

氮磷变化的季节差异与其在水体中的赋存形态密切相关。据报道，南四湖水体中硝态氮和铵态氮分别为 0.244 mg/L 和 0.392 mg/L（占 TN 的 51%），水热条件变化显著影响氮的形态转化[36-37]。夏秋季降雨较高，面源输入增强[35]，为藻类反硝化作用提供底物，水体交换与反硝化作用增强，可能降低外源氮净滞留效率[33,36]。湖泊中磷多以颗粒态形式存在，比例可达 TP 的 74%[38-40]。水体中 TP 浓度的持续增加可能与外源输入和沉积物扰动造成的颗粒态磷释放有关[41-43]。同时，夏秋季水体温度升高促进微生物活动和藻类生长，加速含磷有机物降解以及氧化还原条件的改变促进铁锰结合态磷还原，造成水体磷浓度增加[17]。虽然表层沉积物中铁与氮磷不相关（图 7c），可能与沉积物处于氧化环境且扰动频繁有关，但是随深度的增加铁与 TP 负相关（图 7d），反映了还原环境下铁结合态磷的释放[44-45]。在春冬季，水体交换减弱且微生物活性降低，TN 累积而 TP 因沉降作用迁出水体，造成水体氮磷变化具有不同步性[42-44]。

表 1 中国典型湖泊水体氮磷浓度及其比值的对比

Tab. 1 Comparison of total nitrogen, total phosphorus, and their ratios in typical Chinese lakes

湖泊	采样时间（年）		TN（mg/L）	TP（mg/L）	TN:TP 比
南四湖	2010~2024	范围	0.150~3.11	0.020~0.070	8~316
		均值	1.25±0.08	0.034±0.001	87±6
		水质	IV	III	N/A
鄱阳湖[17]	2013~2018	范围	0.397~4.49	0.018~0.612	2~91
		均值	1.98±0.06	0.122±0.009	24±1
		水质	V	IV	N/A
巢湖[17]	2021~2023	范围	0.400~3.36	0.024~0.176	5-72
		均值	1.54±0.06	0.076±0.003	23±1
		水质	V	IV	N/A
太湖[17]	1998~2015	范围	0.390~18.7	0.005~1.25	5~146
		均值	3.47±0.20	0.132±0.008	31±2
		水质	VI	IV	N/A
东平湖[30]	2017	范围	0.379~1.35	0.004~0.028	69-259
		均值	0.926±0.08	0.014±0.002	185±16
		水质	III	III	N/A
洪泽湖[30]	2017	范围	0.245~4.22	0.027~0.137	6~80
		均值	1.99±0.20	0.082±0.006	55±4
		水质	V	IV	N/A
高邮湖[30]	2017	范围	0.228~2.72	0.038~0.210	3~93
		均值	1.55±0.13	0.101±0.010	41±5
		水质	V	IV	N/A
查干湖[31]	2018~2019	范围	0.200~3.50	0.014~0.700	10-100
		均值	1.80±0.160	0.250±0.030	16±4
		水质	V	III	N/A
博斯腾湖[32]	2020~2021	范围	0.195~4.15	0.011~0.150	20~80
		均值	1.50±0.02	0.050±0.006	60±5
		水质	IV	III	N/A

水质类别依据《地表水环境质量标准》（GB 3838–2002）评价；TN:TP 比无相应水质评价标准，以 N/A 表示。

水体氮磷空间分布的异质性还与水动力变化、流域人类活动及内源释放有关。南水北调期间水流自韩庄泵站、蔺家坝引入，微山湖流速减缓、水力滞留时间延长，有利于 TN 累积；调水初期（11 月）与末期（5 月），二级坝附近水流汇集，导致 TN 异常升高[26]。二级坝泵站后流速提升，水体更新加快，导致南阳湖与独山湖 TN 浓度较低。东鱼河和北沙河 TN 浓度分别为 3.09 mg/L 和 11.6 mg/L，远高于南四湖 TN 浓度，导致入湖口附近 TN 富集[27]。与 TN 不同，水体 TP 空间分布受面源输入与沉积物再悬浮影响。微山湖旅游活动密集，导致该湖区 TP 浓度偏高；独山湖与南阳湖水力扰动较强，沉积物再悬浮可能造成局部 TP 升高[42]。相关性分析结果揭示了沉积物对上覆水氮磷负荷的差异化影响（图 7）。水体与沉积物之间 TN 呈正相关、TP 呈负相关，这与氮磷在湖泊中的赋存形态差异密切相关。磷主要以颗粒态形式存在于水体和沉积物中，当水力扰动较弱时，颗粒态磷易于沉降滞留在沉积物中，研究表明，南四湖水体悬浮颗粒物（TSS）与 TP 呈显著正相关[30]表明磷的时空变化可能受颗粒物再悬浮过程的影响；

同时，生物活性强的季节，Fe/Al-P 溶解能够促使 SRP 向水体扩散（夏季 TP 交换通量为 0.91 $mg·m^{-2}·d^{-1}$，其余季节仅 0.11 $mg·m^{-2}·d^{-1}$）[46]，这表明物理沉降与化学释放是两个方向相反的过程，前者使磷从水体迁入沉积物，后者使磷从沉积物返回水体，其在时间上的交替决定了水体 TP 的季节波动。颗粒态磷的物理沉降主要发生在水力扰动较弱的静水期；而 Fe/Al-P 的化学释放主要发生在夏季高温还原环境下。两种过程在时空尺度上的差异共同导致了水体与沉积物 TP 浓度之间的负相关关系。此外，南四湖沉积物中钙结合态（Ca-P）占比达 43.6%~61.4%[47-48]，其低溶解性限制了磷的再迁移[49]；水体中 Ca^{2+}与 TP 的负相关关系（图 7b），进一步说明了钙磷共沉淀对水相磷的移除。而沉积物中氮以铵氮为主，在弱碱性还原环境下其向上覆水的净扩散通量达 1.16 $ng/(cm^2·d)$[46]，扩散驱动是水体氮的重要内源途径。水体中 Ca^{2+}与 TN 的正相关，则可能源于流域农业面源与生活污水中氮素和钙离子的同源输入。

3.2 南四湖沉积物中氮磷时空变化的影响因素

沉积物作为湖泊营养盐的“源”与“汇”，其氮磷的累积与释放过程受沉积物理化性质及外部环境条件的共同调控。沉积物中氮磷与 OC 显著正相关（图 7），说明沉水植物的凋落物及藻类等浮游生物残体是沉积物中氮磷的重要来源[50]。此外，沉积物中金属氧化物调控磷的形态组成，进而调控其分布。据研究，南四湖沉积物中铁结合态磷（Fe-P）占比为 9%~13%[47-48]，随着沉积环境的变化，沉积物中的氧化还原电位降低[28]，沉积物中 Fe-P 可能被还原[17,25]，造成 TP 随深度增加先降低后升高的现象。与 2001 年南四湖沉积物中氮磷浓度相比[28]，沉积物中 TN 浓度有所下降，而 TP 浓度略有增加，这一变化趋势与水体中氮磷浓度的变化基本一致。相较于水体，表层沉积物中氮磷的空间异质性较低，表现出局部富集的特征（图 4）。其中，独山湖和昭阳湖北部表层沉积物中氮磷明显富集可能与该区域水产养殖活动频繁、水生植被繁茂及水生生物残体累积有关；微山湖西部表层沉积物中氮磷的富集则可能受旅游业发展带来的人口集中及生活污水排放的影响。

沉积物中氮磷浓度的垂直分布特征反映了不同时期流域氮磷输入及人类活动的影响[28-29,51]。南四湖沉积物中氮磷浓度的垂直分异说明不同历史时期湖泊氮磷累积行为的差异。相较于磷，氮的迁移性更强，沉积物中氮的损失可能是导致其垂向分布的原因之一[25]。根据杨丽原[28]、吴艳宏[29]等对南四湖不同湖区沉积物的年代测定结果（独山湖为 3.5 mm/a，微山湖为 1.4 mm/a），分析了不同历史时期南四湖氮磷累积及其比值的变化趋势（图 5，附表II），并估算了各湖区氮磷累积通量（附表IV），其中独山湖 TN、TP 累积通量显著高于微山湖，可能与其较为频繁的水产养殖活动有关[28]。在 1980~2010 年间，沉积物中氮磷浓度迅速上升，TN:TP 比先增加后下降；2010 年后，沉积物中 TN 浓度略微下降，TP 浓度增加，TN:TP 比下降。这一变化趋势反映了南四湖周边经济和社会发展对流域氮磷排放的影响。自 1980 年，改革开放加速了南四湖流域工业及农业发展，化肥施用、生活和工业污水排放明显增加，促进了氮磷在沉积物中的快速累积[25]；2010 年后，为满足南水北调工程的输水要求，对南水北调工程沿线农业面源输入和工业污水排放进行了管控，化肥施用结构改变，氮施肥量减少导致沉积物中 TN 浓度下降，而磷肥施用量增加则促进了 TP 的累积[52]。鉴于本研究水体与沉积物的空间分布结果均基于 2024 年 5 月（春末）单次采样，南四湖氮磷浓度季节波动显著，上述空间格局向其他季节的外推需审慎。

3.3 南四湖水体和沉积物中氮磷平衡转变及其生态意义

氮磷平衡关系是影响藻类等浮游植物生长的关键因子[50,53-55]。近年来，中国大型湖泊氮磷比值呈现逐渐上升的趋势，而且季节上呈夏秋低、春冬高的特征[16,55]。尽管南四湖水体中 TN:TP 比呈现相同的季节变化，但是在水体和沉积物中呈现出逐年下降的趋势（图 1, 5），说明流域人类活动和湖泊水动力条件等的变化已经改变了南四湖氮磷的化学计量平衡关系。相较于淮河入海口的高邮湖和洪泽湖，南四湖水力扰动较弱，颗粒态磷沉降作用增强，水体 TP 浓度偏低，是导致 TN:TP 比（87±6）偏高的重要原因[17,28-30]，说明南四湖水生生态系统可能处于明显的磷限制状态，未来需重视流域内磷资源的合理利用和污染管控。

南四湖氮磷失衡现象很大程度上取决于人类活动、气候变化和氮磷地球化学行为的影响[17]。根据山东省统计年鉴，2010 年后南四湖流域周边城市磷肥施用比例逐渐增加，水体与沉积物中 TN:TP 比呈现出逐年下降的趋势。除了流域排放以外，冬春季节燃煤供暖增加了旱季近地面的氮氧化物浓度和大气氮沉降，增大了 TN:TP 比的季节性波动[16,52]。在华北地区的部分流域（如东平湖、南四湖），大气氮沉降

的贡献可达到河流输入的 37%~48%[55-56]。这与我国其它湖泊（如鄱阳湖、巢湖、高邮湖和洪泽湖）主要受流域工农业影响不同，外部输入可能引起氮磷比例相对均衡[16-17,41]。此外，南四湖位于温带季风气候区，季节变化明显，冬春季节水温较低，生物活性较弱，有利于磷的沉降，致使水体 TN:TP 比高于夏秋季节。但在夏秋季节，温度升高和降雨增加可能促进氮的去处和磷的内源释放，造成氮磷比降低[31-34]。上述结果与中国温带季风性气候湖泊（如东平湖和洪泽湖）一致，强调了温度、降雨等气候因子和生物地球化学行为对氮磷动态平衡的影响[17,28]。

南四湖水体氮磷存在季节失衡，尤其是在春冬季节（TN:TP 比 ＞ 100）呈现明显的磷限制状态。持续磷限制可能驱动浮游植物群落向磷高效利用物种替。研究表明，在高 TN:TP 比水体中，夏季磷储存能力高的蓝藻可调节细胞磷配额以获取竞争优势，冬季则以对有机磷利用能力较强的硅藻占优[57]。南四湖浮游植物调查显示，蓝藻门相对丰度达 58%，且藻密度与 TN:TP 比显著相关，与本研究揭示的养分限制格局吻合[57-58]。需要指出的是，上述群落演变趋势是基于化学计量阈值，浮游植物对磷限制的实际响应及其与沉水植物的竞争关系，仍需开展进一步研究。

作为华北地区最大的淡水湖泊和南水北调东线的重要调蓄节点，南四湖水生态安全直接关系沿线城市供水保障。南四湖氮磷失衡受化肥施用、化石燃料燃烧与气候因素共同驱动，沉积物内源释放则进一步加剧了这一失衡。对于此类磷限制显著且 TP 浓度持续上升的浅水湖泊，氮磷协同管控较单一元素削减更具生态意义。基于南四湖氮磷空间分布特征，建议实施分区管控：（1）微山湖：该湖区 TP 浓度偏高且旅游活动密集，应重点加强生活污水收集处理率，削减外源磷输入；（2）独山湖与昭阳湖北部：该区域 TN:TP 比偏高且渔业活动频繁，建议开展底泥疏浚或原位生态修复，降低内源释放风险；（3）入湖河口区（东鱼河、北沙河等）：建议建设生态截留带与人工湿地，强化入湖氮磷拦截。在时间维度上，调水期（12 月至次年 5 月）应优先削减氮负荷，非调水期重点防控磷的累积与内源释放，缓解氮磷计量比极端失衡。此外，推动流域冬季供暖向清洁能源转型，可长期降低大气氮沉降及其对湖泊 TN:TP 比季节性波动的放大效应[55]。

4 结论

本研究分析了 2010–2024 年南四湖水体和沉积物中氮磷及其比值的时空变化特征，揭示了氮磷分布及其比值的影响因素，主要研究结论如下：

（1）2010–2024 年，水体氮磷浓度分别为(1.64±0.159) mg/L 和(0.035±0.003) mg/L，TN 处于IV类水，TP 达到III类水要求，TN 浓度超出饮用水标准。随着时间变化 TN 呈下降趋势，TP 则呈上升趋势，导致 TN:TP 比呈下降趋势。2021 年后水体氮磷浓度的季节波动较为显著，TN 浓度在春冬季较高，TP 在夏秋季较高。水体中氮磷的浓度在时空上存在明显差异，这一异步性强调了湖泊的季节性管控：调水期（12 月至次年 5 月）应优先削减氮负荷，非调水期防控磷的累积与内源释放。

（2）表层沉积物中氮磷浓度分别为(4.24±0.21) g/kg 和(0.730±0.013) g/kg，受水文过程和入湖河流氮磷输入的影响，表层沉积物中 TN 呈现出中部低、南北高的空间分布特征，TP 在昭阳湖北部富集。柱状沉积物中氮磷浓度分别为(1.82±0.13) g/kg 和(0.555±0.009) g/kg，随着沉积物深度增加氮磷浓度及其比值均明显下降，自 20 世纪 80 年代以来氮磷明显累积，沉积物内源释放风险增加。农业化肥输入、渔业生产和入湖河流输入是引起南四湖水体与沉积物中氮磷含量时空分异的重要原因。此外，气候变化、水文过程和氮磷地球化学循环等导致了水体-沉积物中氮磷赋存的不同步性。

（3）南四湖水体氮磷比显著高于中国其他湖泊且呈现出显著的季节变化，这与流域人类活动和水动力条件等密切相关。作为华北地区最大的淡水湖，集约化施肥和城市化在内的人类活动加剧了湖泊氮磷失衡，化石燃料燃烧带来的高水平氮输入增强了湖泊磷的限制。为保障南水北调东线水质安全，未来亟需关注流域氮磷的协同性管理，建议实施分区管控策略：微山湖重点控磷（旅游生活污水治理），独山湖与昭阳湖北部开展底泥疏浚或生态修复，入湖河口建设生态截留带；在调水期（12 月至次年 5 月）侧重氮的削减，非调水期加强内源磷释放风险的防控。

4 附件

附件材料见电子版（DOI 10.18307/2027.0523）。

5 参考文献

[1] Huisman J, Codd GA, Paerl HW *et al*. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 2018, **16**(8): 471-483. DOI: 10.1038/s41579-018-0040-1.

[2] Duhamel S. The microbial phosphorus cycle in aquatic ecosystems. *Nature Reviews Microbiology*, 2025, **23**(4): 239-255. DOI: 10.1038/s41579-024-01119-w.

[3] Zhu GW, Zhong CN, Qin BQ *et al*. Variation and driving factors of nutrients and chlorophyll-*a* concentrations in northern region of Lake Taihu, China, 2005–2017. *J Lake Sci*, 2018, **30**(2): 279-295. DOI: 10.18307/2018.0201. [朱广伟, 钟春妮, 秦伯强等. 2005—2017 年北部太湖水体叶绿素 *a* 和营养盐变化及影响因素. 湖泊科学, 2018, **30**(2): 279-295.]

[4] Zhao L, Zhu R, Zhou QC *et al*. Trophic status and lake depth play important roles in determining the nutrient-chlorophyll a relationship: Evidence from thousands of lakes globally. *Water Research*, 2023, **242**: 120182. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120182.

[5] Sinha E, Michalak AM, Balaji V. Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. *Science*, 2017, **357**(6349): 405-408. DOI: 10.1126/science.*a*an2409.

[6] Liu Y, Wu Z. Preferential phosphorus retention in lakes alters the balance of global nutrient cycles. *Nature Geoscience*, 2022, **15**(6): 434-435. DOI: 10.1038/s41561-022-00962-x.

[7] Scott JT, Taylor JM, Andersen IM *et al*. Reducing nitrogen inputs can rapidly reverse eutrophication in shallow phosphorus-rich lakes. *Environmental Science & Technology*, 2025, **59**(42): 22576-22586. DOI: 10.1021/acs.est.5c05392.

[8] Ji PP, Chen JH, Chen RJ *et al*. Nitrogen and phosphorus trends in lake sediments of China may diverge. *Nature Communications*, 2024, **15**: 2644. DOI: 10.1038/s41467-024-46968-4.

[9] Peñuelas J, Sardans J. The global nitrogen-phosphorus imbalance. *Science*, 2022, **375**(6578): 266-267. DOI: 10.1126/science.*ab*l4827.

[10] Shen WZ, Qiang ZQ, Li SS *et al*. Human activities subtly reshape the nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of large lakes across China. *Journal of Hydrology*, 2026, **669**: 135184. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2026.135184.

[11] Zhang Y, Song CL, Ji L *et al*. Cause and effect of N/P ratio decline with eutrophication aggravation in shallow lakes. *Science of the Total Environment*, 2018, **627**: 1294-1302. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.327.

[12] Redfield AC. The biological control of chemical factors in the environment. *Science Progress*, 1960, **11**: 150-170.

[13] Tong YD, Huang Z, Janssen ABG *et al*. Influence of social and environmental drivers on nutrient concentrations and ratios in lakes: A comparison between China and Europe. *Water Research*, 2022, **227**: 119347. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119347.

[14] Ji KY, Ouyang W, Hao X *et al*. Hydrological regime mediates stoichiometry regime and source-sink alternation in shallow lakes. *Water Research*, 2025, **287**(Pt B): 124523. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124523.

[15] Guildford SJ, Hecky RE. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship *Limnology and Oceanography*, 2000, **45**(6): 1213-1223. DOI: 10.4319/lo.2000.45.6.1213.

[16] Liu HH, Gao L, Yuan Z *et al*. Contrasting seasonal variations in riverine nitrogen and phosphorus concentrations in China: Implications for N/P imbalances. *Water Research*, 2025, **287**(Pt A): 124317. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124317.

[17] Wang C, Wang XH, Xu YJ *et al*. Nitrogen and phosphorus evolution process and driving mechanisms of three major freshwater lakes with different river-lake connectivity (DRLC) in the lower reaches of the Yangtze River, the largest river in Asia. *Journal of Cleaner Production*, 2025, **486**: 144471. DOI: 10.1016/j.jclepro.2024.144471.

[18] Lin XY, Jing YD. Assessment and classified control of agricultural non-point source pollution in Nansihu Lake Basin，Shandong Province. *Chinese Journal of Ecology*, 2014, **33**(12): 3278-3285. DOI: CNKI:SUN:STXZ.0.2014-12-015. [林雪原, 荆延德. 山东省南四湖流域农业面源污染评价及分类控制. 生态学杂志, 2014, **33**(12): 3278-3285.]

[19] Liu Y, Jiang QS, Sun YX *et al*. Decline in nitrogen concentrations of eutrophic Lake Dianchi associated with policy interventions during 2002-2018. *Environmental Pollution*, 2021, **288**: 117826. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.117826.

[20] Xie H, Gao TT, Wan NS *et al*. Controls for multi-temporal patterns of riverine nitrogen and phosphorus export to lake: Implications for catchment management by high-frequency observations. *Journal of Environmental Management*, 2022, **320**: 115858. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115858.

[21] Xu H, Sang GQ, Yang LY *et al*. Temporal and spatial distribution characteristics of water quality in Nansihu Lake in recent ten years. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2019, **41**(2): 47-52. [徐好，桑国庆，杨丽原等. 近十年来南四湖水质时空变化特征研究. 海洋湖沼通报：中英文, 2019, **41**(2): 47-52.]

[22] Wu ZH, Mu JB, Xie G, *et al*. Analysis of water environmental quality variation trends in Nansi Lake and its joined rivers. *Research of Environmental Sciences*, 2010, **23**(9): 1167-1173. DOI: CNKI:SUN:HJKX.0.2010-09-011. [武周虎，慕金波，谢刚等. 南四湖及入出湖河流水环境质量变化趋势分析. 环境科学研究, 2010, **23**(9): 1167-1173.]

[23] Rock LA, Collins SM. A broad-scale look at nutrient limitation and a shift toward co-limitation in United States Lakes. *Environmental Science & Technology*, 2024, **58**(26): 11482-11491. DOI: 10.1021/acs.est.4c03135.

[24] Wang HH, He WL, Zhang ZY *et al*. Spatio-temporal evolution mechanism and dynamic simulation of nitrogen and phosphorus pollution of the Yangtze River economic Belt in China. *Environmental Pollution*, 2024, **357**: 124402. DOI: 10.1016/j.envpol.2024.124402.

[25] Liu EF, Shen J, Yang LY *et al*. Occurrence of phosphorus in sediments of Nansihu Lake and its main inflow rivers. *Geochimica*, 2008, **37**(3): 290-296. DOI: 10.3321/j.issn: 0379-1726.2008.03.013. [刘恩峰，沈吉，杨丽原等. 南四湖及主要入湖河流沉积物中磷的赋存形态研究. 地球化学, 2008, **37**(3): 290-296.]

[26] Zhao SX, Zhang C, Gao XP *et al*. The impact of the operation of eastern route project of the South-to-North Water Diversion Project on water quality in Lake Nansi. *J Lake Sci*, 2012, **24**(6): 923-931. DOI: 10.18307/2012.0616. [赵世新，张晨，高学平等. 南水北调东线调度对南四湖水质的影响. 湖泊科学, 2012, **24**(6): 923-931.]

[27] Tan L, Wang ZZ, Bai Y *et al*. Variation characteristics of algae density and water environment factors in Lake Nansi before and after division of the water transfer. *J Lake Sci*, 2022, **34**(6): 1802-1813. DOI: 10.18307/2022.0602. [谭浪，王宗志，白莹等. 调水前后南四湖藻密度及水环境要素变化特征. 湖泊科学, 2022, **34**(6): 1802-1813.]

[28] Yang LY, Shen J, Liu EF *et al*. Characteristics of nutrients distribution from recent sediment in Lake Nansihu. *J Lake Sci*, 2007, **19**(4): 390-396. DOI: CNKI:SUN:FLKX.0.2007-04-008. [杨丽原，沈吉，刘恩峰等. 南四湖现代沉积物中营养元素分布特征. 湖泊科学, 2007, **19**(4): 390-396.]

[29] Wu YH, Shen J, Xia WL *et al*. Sedimentary differences between the northern and southern parts of Nansihu Lake, Shandong Province. *Journal of Palaeogeography*, 1999, **1**(2): 78-83. [吴艳宏，沈吉，夏威岚等. 南四湖 3000 年来南北沉积差异. 古地理学报, 1999, **1**(2): 78-83.]

[30] Qu X, Chen YS, Liu H *et al*. A holistic assessment of water quality condition and spatiotemporal patterns in impounded lakes along the eastern route of China's South-to-North water diversion project. *Water Research*, 2020, **185**: 116275. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116275.

[31] Liu XM, Chen LW, Zhang GX *et al*. Spatiotemporal dynamics of succession and growth limitation of phytoplankton for nutrients and light in a large shallow lake. *Water Research*, 2021, **194**: 116910. DOI: 10.1016/j.watres.2021.116910.

[32] Hu CQ, Dilinuer AJ, Li RX *et al*. Effect of land use pattern on water quality in Bosten Lake at different temporal and spatial scales. *Journal of Hydroecology*, 2025, **46**(1): 34-44. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202211020436. [胡丛巧，迪丽努尔·阿吉，李茹霞等. 博斯腾湖不同时空尺度下土地利用景观格局对水质的影响. 水生态学杂志, 2025, **46**(1): 34-44.]

[33] Zhou ZJ, Liu YQ, Wang SY *et al*. Interactions between phosphorus enrichment and nitrification accelerate relative nitrogen deficiency during cyanobacterial blooms in a large shallow eutrophic lake. *Environmental Science & Technology*, 2023, **57**(7): 2992-3001. DOI: 10.1021/acs.est.2c07599.

[34] Lv YB, Zhang M, Kong M *et al*. Source identification and phosphorus transformation of suspended particulate matter in the eutrophic bays of a large lake (Lake Taihu, China). *Water Research*, 2026, **289**(Pt A): 124835. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124835.

[35] Ma CZ, Zhang HX, Huo SL *et al*. Water quality improvements and amplified climate impacts from the South-to-North Water Diversion Project, China. *Journal of Hydrology*, 2025, **656**: 133032. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2025.133032.

[36] Khan S, Wang YT, Milham PJ *et al*. Effect of stormwater and land use on biogeochemical transformations of dissolved and particulate phosphorus in freshwater systems. *Water Research*, 2025, **284**: 124007. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124007.

[37] Divya KR, Zhao SS, Chen YS *et al*. A comparison of zooplankton assemblages in Nansi Lake and Hongze Lake, potential influences of the East Route of the South-to-North Water Transfer Project, China. *Journal of Oceanology and Limnology*, 2021, **39**(2): 623-636. DOI: 10.1007/s00343-020-9288-1.

[38] Xu H, Zou W, Zhu GW *et al*. Impoundment-induced stoichiometric imbalance exacerbated phosphorus limitation in a deep subtropical reservoir: Implications for eutrophication management. *Water Research*, 2025, **269**: 122787. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122787.

[39] Zhu GW, Qin BQ, Zhang LY *et al*. Fluctuation of phosphorus concentration in Lake Taihu in the past 70 years and future control strategy. *J Lake Sci*, 2021, **33**(4): 957-973. DOI: 10.18307/2021.0401. [朱广伟, 秦伯强, 张运林等. 近 70 年来太湖水体磷浓度变化特征及未来控制策略. 湖泊科学, 2021, **33**(4): 957-973.]

[40] LvWW, Yao X, Zhang BH *et al*. Temporal-spatial distribution of nitrogen and phosphorus nutrients in Lake Taihu based on geostatistical analysis. *Environmental Science*, 2019, **40**(2): 590-602. DOI: 10.13227/j.hjkx.201807178. [吕伟伟, 姚昕, 张保华等. 基于地统计学分析的太湖颗粒态和溶解态氮、 磷营养盐时空分布特征及来源分析. 环境科学, 2019, **40**(2): 590-602.]

[41] Søndergaard M, Jensen JP, Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 2003, **506**(1): 135-145. DOI: 10.1023/B: HYDR.0000008611.12704.dd.

[42] Qin BQ, Hu WP, Chen WM *et al*. Studies on the hydrodynamic processes and related factors in Meiliang Bay, northern Taihu Lake, China. *J Lake Sci*, 2000, **12**(4): 327-334. DOI: 10.18307/2000.0406. [秦伯强, 胡维平, 陈伟民等. 太湖梅梁湾水动力及相关过程的研究. 湖泊科学, 2000, **12**(4): 327-334.]

[43] Ji PF, Xu H, Zhan X *et al*. Spatial-temporal variations and driving of nitrogen and phosphorus ratios in lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River. *Environmental Science*, 2020, **41**(9): 4030-4041. DOI: 10.13227/j.hjkx.202002017. [季鹏飞, 许海, 詹旭等. 长江中下游湖泊水体氮磷比时空变化特征及其影响因素. 环境科学, 2020, **41**(9): 4030-4041.]

[44] He T, Yang WF, Xie J *et al*. Distribution characteristics and environmental significance of carbon, nitrogen and phosphorus in core sediments of Daya Bay. *Marine Environmental Science*, 2015, **34**(4): 524-529. DOI: 10.13634/j.cnki.mes20150409. [何桐, 杨文丰, 谢健等. 大亚湾柱状沉积物中 C、N、P 的分布特征及其环境意义. 海洋环境科学, 2015, **34**(4): 524-529.]

[45] Liu EF, Shen J, Yang LY *et al*. Chemical fractionation and pollution characteristics of heavy metals in the sediment of Nansihu Lake and its main inflow rivers, China. *Environmental Science*, 2007, **28**(6): 1377-1383. DOI: 10.3321/j.issn: 0250-3301.2007.06.037. [刘恩峰, 沈吉, 杨丽原等. 南四湖及主要入湖河流表层沉积物重金属形态组成及污染研究. 环境科学, 2007, **28**(6): 1377-1383.]

[46] Wang ZQ, Li B, Liang RJ *et al*. Correlation analyses of sediment phosphorus forms and soluble phosphorus concentrations in the interstitial water of Nansi Lake, China. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, **33**(1): 139-146. [王志齐, 李宝, 梁仁君等. 南四湖沉积物磷形态及其与间隙水磷的相关性分析. 环境科学学报, 2013, **33**(1): 139-146.]

[47] Zhang X, Chen FA, Yan DJ *et al*. Effects of wet-dry alternation on organic phosphorus dynamics and sediment characteristics in the intertidal zone of Nansi Lake. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2024, **281**: 116668. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2024.116668.

[48] Wu MH, Su XS, Song TJ *et al*. Adsorption-desorption behavior and release flux of nitrogen and phosphorus in sediments of the reservoir drawdown zone under water level fluctuations. *Earth Science Frontiers*, 2026, **33**(1): 14-24. DOI: 10.13745/j.esf.sf.2025.10.35. [吴默涵, 苏小四, 宋铁军等. 水库水位变动影响下消落带沉积物氮磷吸附解吸行为与释放通量估算. 地学前缘, 2026, **33**(1): 14-24.]

[49] Wan GJ, Bai ZG, Wang HR *et al*. The geochemical records of C-N-S-P in recent sediments of Lake Erhai, China. *Geochimica*, 2000, **29**(2): 189-197. DOI: 10.3321/j.issn: 0379-1726.2000.02.012. [万国江, 白占国, 王浩然等. 洱海近代沉积物中碳-氮-硫-磷的地球化学记录. 地球化学, 2000, **29**(2): 189-197.]

[50] Zhang Y, Wang SR, Duan CQ *et al*. Spatial-temporal variations of nitrogen and phosphorus forms in sediment porewater as affected by submerged plant in Lake Dianchi. *J Lake Sci*, 2018, **30**(2): 314-325. DOI: 10.18307/2018.0204. [张云, 王圣瑞, 段昌群等. 滇池沉水植物生长过程对间隙水氮、磷时空变化的影响. 湖泊科学, 2018, **30**(2): 314-325.]

[51] Ji S. Progress and prospect of palaeolimnology research in China. *J Lake Sci*, 2009, **21**(3): 307-313. DOI:10.18307/2009.0301. [沈吉. 湖泊沉积研究的历史进展与展望. 湖泊科学, 2009, **21**(3): 307-313.]

[52] Jiang T, Shen JC. Spatiotemporal evolution and driving factors of agricultural non-point source pollution in the context of economic green development. *Journal of Environmental Management*, 2025, **380**: 124849. DOI: 10.1016/j.jenvman.2025.124849.

[53] Glibert PM, Maranger R, Sobota DJ *et al*. The *Haber* Bosch–harmful algal bloom (HB–HAB) link. *Environmental Research Letters*, 2014, **9**(10): 105001. DOI: 10.1088/1748-9326/9/10/105001.

[54] Zhou J, Han XX, Brookes JD *et al*. High probability of nitrogen and phosphorus co-limitation occurring in eutrophic lakes. *Environmental Pollution*, 2022, **292**: 118276. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118276.

[55] Zhao X, Cheng JM, Lu XC. Distribution of organic matter species in the sediments of three ecological characteristics eutrophic lakes in China. *Environmental Chemistry*, 2012, **31**(3): 302-307. DOI: CNKI:SUN:HJHX.0.2012-03-006. [赵萱, 成杰民, 鲁成秀. 不同生态类型富营养化湖泊沉积物中有机质赋存形态. 环境化学, 2012, **31**(3): 302-307.]

[56] Ning K, Yu JB, Qu FZ *et al*. Atmospheric nitrogen deposition during growing season in coastal zone of the Yellow River Delt. *Scientla Geographica Sinica*, 2025, **35**(2): 218-223. DOI: 10.13249/j.cnki.sgs.2015.02.218. [宁凯, 于君宝, 屈凡柱等. 黄河三角洲滨海地区植物生长季大气氮沉降动态. 地理科学, **35**(2): 218-223.]

[57] Chen MS, Duan PP, Wang X *et al*. Phytoplankton community structure in nansi lake and its influencing factors. *Wetland Science*, 2022, **20**(6): 810-821. [陈明帅, 段萍萍, 王鑫等. 南四湖浮游植物群落结构特征及其影响因素研究. 湿地科学, 2022, **20**(6): 810-821.]

[58] Hou X, Hu XD, Li Y *et al*. From disruption to adaptation: Response of phytoplankton communities in representative impounded lakes to China's South-to-North Water Diversion Project. *Water Research*, 2024, **261**: 122001. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122001.