

DOI: 10.13715/j.issn.2096-644X.20250730.0002

引用格式:陈颖,冯芬,李耀宇,等.长株潭湘江干流生态缓冲带结构与功能耦合机制[J].湘潭大学学报(自然科学版),2026,48(2):128-137.

Citation: CHEN Ying, FENG Fen, LI Yaoyu, et al. Structure-function coupling mechanisms of the ecological buffer zone in the mainstream of the Xiangjiang River in the Chang-Zhu-Tan region[J]. Journal of Xiangtan University (Natural Science Edition), 2026, 48(2): 128-137.

长株潭湘江干流生态缓冲带结构与功能耦合机制*

陈颖¹, 冯芬^{1,2}, 李耀宇¹, 肖利平², 邓志毅², 付广义¹, 赵媛媛¹

(1. 湖南省环境保护科学研究院 水污染控制技术湖南省重点实验室, 湖南长沙 410004;

2. 湘潭大学 环境与资源学院, 湖南湘潭 411105)

摘要:【目的】河岸生态缓冲带是保护水域健康的有效措施,也是水生态环境保护与修复的重要内容。本文以长株潭湘江干流生态缓冲带为研究对象,详细分析现有河岸生态缓冲带对面源污染的阻控效果,为湖南省乃至我国不同地区的生态缓冲带保护与修复工作提供参考。【方法】基于多源数据融合分析方法,综合运用 GIS 空间分析、无人机遥感勘测、植被群落结构分析、地形测定及水质监测等技术手段,系统评估缓冲带空间结构特征与水域生态效应的耦合关系。【结果】现场调研结果表明:研究区域河岸带土地利用呈现耕地主导型特征(占比 42.7%),建设用地次之(31.2%);缓冲带类型构成中,堤防型(48.10%)、城镇型(48.86%)和植被良好型(3.04%)形成三元空间格局。水质监测结果表明:2022—2024 年间研究水域水质 21 项考核指标均达到Ⅲ类地表水标准,表明现有缓冲带体系具备基础生态功能。结构-功能耦合分析表明:堤防型缓冲带通过复合植被层级和工程设计实现对农业面源污染的有效阻控;城镇型缓冲带因宽度不足、植被结构单一,导致其净化效能呈季节性波动;植被良好型缓冲带凭借完整群落结构与足够宽度展现出稳定的生态效益。【结论】河岸生态缓冲带的结构特征与其生态功能之间存在明确的耦合机制。为增强其结构完整性与功能持续性,应分类实施调控策略:堤防型重点优化植被层次以强化拦截能力;城镇型可通过拓宽带幅、改造护岸与增设绿篱以提升系统稳定性;植被良好型则应加强保护与空间拓展,充分发挥其原生生态系统的长期服务功能。

关键词:长株潭;湘江干流;河岸生态缓冲带;面源污染;生态功能

中图分类号: X37

文献标志码: A

文章编号: 2096-644X(2026)02-0128-10

Structure-function coupling mechanisms of the ecological buffer zone in the mainstream of the Xiangjiang River in the Chang-Zhu-Tan region

CHEN Ying¹, FENG Fen^{1,2}, LI Yaoyu¹, XIAO Liping², DENG Zhiyi², FU Guangyi¹, ZHAO Yuanyuan¹

(1. Key Laboratory of Water Pollution Control Technology, Hunan Research Academy of Environmental Sciences, Changsha 410004, China; 2. College of Environment and Resources, Xiangtan University, Xiangtan 411105, China)

Abstract: 【Objective】 Ecological buffer zones are vital for protecting aquatic ecosystem health, constituting a key component of water ecological conservation and restoration. This study evaluates the effectiveness of ecological buffer zones in controlling non-point source pollution along the Xiangjiang River in the Chang-Zhu-Tan urban. The findings aim to offer references for the protection and restoration of ecological buffer zones in Hunan Province and other regions across China. 【Method】 A multi-source data integration approach, incorporating GIS-based spatial

* 收稿日期: 2025-07-30

基金项目: 湖南省重大科技攻关计划(2024QK3001); 湖南省生态环境厅环保科研项目(HNGR-2021ZC110)

通信作者: 赵媛媛(1987—), 女, 湖北荆州人, 博士, 副研究员. E-mail: zyyhjc@163.com

analysis, UAV remote sensing, vegetation community assessment, topographic measurements, and water quality monitoring, was employed to systematically evaluate the linkages between the spatial structure of the buffer zones and aquatic ecological effects. **【Result】** Field survey results revealed a cropland-dominated land use pattern (42.7%) in the riparian zone of the study area, followed by construction land (31.2%). The buffer zones were classified into three main types: embankment-type (48.10%), urban-type (48.86%), and well-vegetated-type (3.04%). Water quality monitoring results indicated that all 21 assessed parameters in the study area met the Class III surface water standards during 2022–2024, confirming the fundamental ecological functionality of the current ecological buffer zone. Analysis of structure-function relationships further demonstrated that embankment-type buffers effectively mitigated agricultural non-point source pollution through their multi-layered vegetation structure and engineered design. In contrast, urban-type buffers exhibited noticeable seasonal fluctuations in purification efficiency, which were attributable to insufficient width and simplified vegetation composition. Well-vegetated buffer zones maintained stable ecological performance, which was supported by intact community structure and adequate width. **【Conclusion】** This study confirms the presence of distinct coupling mechanisms between structural configurations and ecological functions in riparian buffer systems. To enhance structural integrity and functional sustainability, type-specific management strategies are recommended: embankment-type zones should prioritize optimization of vegetative layering to improve interception capacity; urban-type zones require width expansion, habitat-friendly revetment modifications, and strategic implementation of green belts to stabilize ecosystem performance; while well-vegetated zones need strengthened conservation measures and spatial expansion to maximize their long-term ecosystem service provision.

Key words: Chang-Zhu-Tan region; Xiangjiang River; riverbank ecological buffer zone; non-point source pollution; ecological function

0 引言

根据污染物的排放特征,水环境污染通常可分为点源污染和面源污染两大类.随着我国环境保护的持续推进,点源污染已通过管道收集和集中处理等方式得到有效控制.面源污染因其随机性、分散性及时空异质性等特点,治理难度大、成本高,已成为制约我国水生态环境质量持续改善的瓶颈^[1-2].在此背景下,河岸生态缓冲带作为一种基于自然的解决方案,自 20 世纪中期以来已在欧美国家得到广泛应用.研究表明,河岸生态缓冲带通过物理拦截、生物吸收和化学降解等多重机制,可有效阻控面源污染物迁移,削减入河污染负荷,是目前最具生态效益的面源污染控制措施之一^[3-4].特别是在点源污染取得治理成效的基础上,河岸生态缓冲带作为拦截陆域面源污染进入水体的关键生态屏障,其重要性愈发凸显,已成为水环境协同治理体系中不可或缺的重要组成部分.

河岸生态缓冲带,亦称为植被缓冲带,指河水-陆地交界处由水生植物、乔灌木等组成的条状区域^[5].研究表明,河岸生态缓冲带可有效截留阻控地表径流的泥沙和悬浮颗粒物,拦截吸收径流、渗流以及土壤中的氮磷、重金属、农药等污染物,是维护流域生态系统健康的重要防线^[6-9].尽管河岸生态缓冲带在构建生态安全格局中的重要性已被证实,其在实际应用中仍存在诸多局限性.研究发现,生态缓冲带的宽度、坡度、植被类型和土壤结构以及不同的地理环境和气候条件等多种因素均将对生态缓冲带的适用性产生较大影响^[10-11].因此,深入研究河岸生态缓冲带的空间分布、结构特征和功能状态,系统评估其在区域内的应用情况及现存问题,是优化提升缓冲带生态屏障功能的前提.

湘江作为长江流域重要的一级支流和湖南省境内最大的河流,在全省水资源供给、生态安全

维护和经济发展中具有举足轻重的地位。它不仅承载了全省 60% 以上人口的生活和工业用水,也是区域污染源的主要接纳水体。尤其是位于湘江下游沿岸的长株潭城市群,作为湖南省高质量发展的核心引擎,区域城镇化水平高、工业聚集程度高、人类活动影响频繁^[12],环境污染和生态退化风险突出,严重威胁湘江干流水生态安全。在此背景下,有效控制面源污染已成为继点源治理取得阶段性成果后进一步提升水环境质量的关键环节^[2]。尽管已有研究对长株潭河岸带进行了诸多探索,但多集中于宏观生态网络与水安全格局的构建^[13-14],部分研究虽涉及河岸植被恢复,但更侧重于其景观结构与生态连通性^[15],对河岸生态缓冲带在面源污染阻控方面的生态功能尚缺乏系统性评估。本研究以长株潭城市群湘江干流为研究对象,开展河岸生态缓冲带现状的全面调查与评估,基于《河湖生态缓冲带保护修复技术指南》^[16](以下简称《指南》)的评估方法,结合历史资料、水质数据与遥感影像解译等,从不同缓冲带结构特征(植被类型、宽度、坡度等)分析长株潭湘江干流生态缓冲带的功能,评估现有湘江干流河岸生态缓冲带对面源污染的阻控能力,明确缓冲带的保护修复措施,以期湘江流域水生态安全屏障构建提供科学依据,也为同类高强度开发区河岸缓冲带的优化设计和功能提升提供参考。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域概况

长株潭城市群是湖南省中部地区生态屏障建设先导区,位于湖南省中东部(111°53′~114°15′E,26°03′~28°41′N),包含长沙市、湘潭市、株洲市,总面积约 28 000 km²,占全省总面积的 13.3%。研究区域属亚热带季风气候,夏季高温多雨,冬季温和湿润,年均气温约 18.1℃,多年平均降雨量为 1 639.4 mm;地表水系发达,水系总长度 2 136.41 km,多年平均年径流量达 174.59×10⁸ m³·a⁻¹;土壤主要为红壤和河流冲积土两大类,分别占三市总面积的 70%与 25%,其中红壤 pH 5.0~5.5,质地较黏重,有机质少,河流冲积土分布在冲积平原,土质肥沃,适于耕作。

1.2 数据来源

本研究所使用的长株潭湘江干流水质数据来源于湖南省环境保护科学研究院,监测时间为每月中旬,水质指标包括化学需氧量(COD_{Cr})、五日生化需氧量(BOD₅)、总磷(TP)和氨氮(NH₃-N)。遥感影像资料来源于安徽数图地理遥感信息服务有限公司,具体为 2020 年 Landsat 8 OLI 影像(空间分辨率 30 m)。首先对获取的原遥感影像进行几何校正、大气校正、图像增强和矢量裁剪等预处理,随后以人机交互目视解译作为核心方法,综合利用 ENVI、ArcGIS 与易康等软件平台,通过建立统一的解译标志,结合影像的光谱、纹理、形状特征及野外实测数据,进行土地利用信息的精确提取。确保几何纠正误差控制在 1 像元以内、人机交互解译判对率高于 90%,最终获取的土地利用数据总体精度达 92%。参照《土地利用现状分类》(GB/T 21010—2017)标准,将土地利用类型划分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地 6 个一级类。

1.3 研究方法

本研究基于 2020 年土地利用数据,利用 ArcGIS 10.7 软件沿长株潭湘江干流两岸生成 500 m 宽度的连续缓冲区,并将该区域以 200 m 为步长进行分段,提取每个分段内的土地利用信息。研究区域受国土空间规划和生态保护政策的刚性约束,其宏观格局在 2020—2024 年间未发生根本性变化,数据时效性满足研究要求。随后,根据《指南》相关规定,确定长株潭湘江干流河岸生态缓冲带边界及类型,利用无人机拍摄河岸生态缓冲带现状,现场踏勘核实土地利用情况和植物

类型, 用激光测距仪与坡度仪测定缓冲带宽度及坡度. 最终, 基于不同类型缓冲带区段布设的水质监测断面, 对比分析 2022—2024 年间每月水质指标的变化趋势, 系统评估不同类型缓冲带对面源污染的阻控能力. 值得注意的是, 监测期间受水文气象等影响, 部分断面出现随机性数据缺失 (共 4 个样本), 此类缺失不影响基于长期趋势与季节格局的分析结论.

2 结果与讨论

2.1 研究区域土地利用现状

根据《指南》中的技术路径, 土地利用构成是判别河岸生态缓冲带类型、解析其结构特征并评估其生态功能的基础依据^[17-18]. 如图 1 所示, 长株潭湘江干流沿岸土地利用调查, 结果表明, 耕地 (45.13%) 和建设用地 (31.38%) 两大主导地类已对河岸缓冲带形成系统性生态胁迫. 研究表明, 高强度农业开发区的化肥利用率普遍高于 30%, 导致耕地成为面源污染的最大贡献源^[19]. 同时, 建设用地扩张, 使流域不透水地表比例激增, 生态空间板块破碎化加剧, 自净能力严重衰减^[20-21]. 因此, 精准识别用地类型占

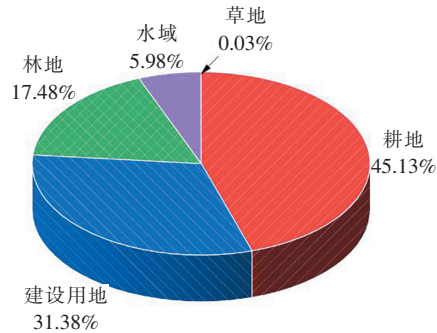


图 1 长株潭湘江干流沿岸土地利用各类型比例

Fig. 1 Proportion of land used types along the main stream of Xiangjiang River in the Chang-Zhu-Tan region

比、空间分布及其污染输出特征, 才能全面评估现有缓冲带的合理性, 科学划定河岸生态缓冲带类型, 实现土地利用优化与生态功能提升的协同发展.

2.2 研究区域生态缓冲带现状

参照《指南》相关规定, 根据是否具有防洪堤以及堤顶是否高于两侧陆域区域划定堤防型生态缓冲带和非堤防型生态缓冲带. 基于量化土地利用调查数据结果, 将非堤防型河岸生态缓冲带划分为城镇型和植被良好型两大类. 城镇型生态缓冲带主要指土地利用类型为商服用地、城镇住宅用地、公共管理与公共服务用地、交通运输用地或其他建设用地的河岸带; 植被良好型生态缓冲带主要指土地利用类型为天然林地、草地和自然湿地等植被良好的河岸带^[15].

2.2.1 堤防型生态缓冲带

堤防型生态缓冲带的空间格局与功能特征具有显著的工程-生态复合属性. 根据研究区域现场调研结果, 长株潭段堤防型缓冲带总长达 111.55 km, 占区域缓冲带总长度的 48.10%, 其中长沙 (51.35 km, 46.03%)、株洲 (36.59 km, 32.80%)、湘潭 (23.61 km, 21.17%) 呈现梯度分布特征 (见图 2).

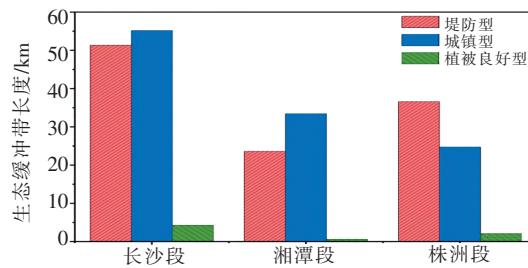


图 2 长株潭湘江干流不同类型河岸生态缓冲带长度

Fig. 2 Lengths of different types of riparian ecological buffer zones along the Xiangjiang River mainstream in the Chang-Zhu-Tan region

空间分析显示, 堤防型缓冲带宽度以 30~70 m 区间占比最高 (30.31%), 其次为 15~30 m (25.23%), 区域内 94% 以上堤段满足水利部门河道管理最小 5 m 宽度要求^[22]. 值得注意的是, 堤防型生态缓冲带的土地利用类型主要为耕地, 与《指南》建议的农田型生态缓

冲带宽度存在显著偏差,该格局的形成机制与湘江干流水文特征紧密相关.湘江干流年内水位变幅可达 $13.83 \text{ m}^{[23]}$,促使防洪堤坝成为平衡水利安全和面源污染阻控的关键载体,堤顶高于岸边的设计(见图3),可有效拦截农田退水漫流进入河道,合理搭配集水沟,将大幅度削减入河污染负荷.植被调查结果表明,堤防型生态缓冲带呈现动态演替特征.初期以人工种植枫杨、构树、八角枫和榿木等乔木为主,后期经自然演化,形成乔木-灌木(如迎春花、狗尾草、爵床等)-草本(如狗牙根、三叶草等)组合交织的固土截污复合生态系统.野外实验中,乔灌草型植物配置的缓冲带对地表径流中总氮、总磷、硝态氮、氨态氮的平均去除率分别达到 27.66% 、 27.66% 、 26.53% 和 29.56% ,远高于乔灌型、灌草型及草本型植物配置^[24],充分说明高物种多样性和植被盖度可有效提升河岸生态缓冲带的拦截效果.

2.2.2 城镇型生态缓冲带

城镇型生态缓冲带是研究区域内的主导缓冲带类型,因其完善的排水管网系统,相较于其他缓冲带类型具有更强的面源污染调控潜力^[25].由图2可知,长株潭湘江干流两岸城镇型生态缓冲带总长 113.31 km ,其中长沙段占比 48.69% (55.17 km),湘潭段占比 29.49% (33.42 km),株洲段仅占 21.82% (24.72 km).

针对区域内城镇型生态缓冲带特征,基于坡岸硬化程度将其分为两大类(见图3):第一类,景观休闲类.采用双层复合结构,上层坡度 $17.8^\circ \sim 21.7^\circ$,中层设置休闲步道,下层缓坡区 ($12.3^\circ \sim 13.6^\circ$),采用混凝土、石笼等复合固坡技术,减少水流对堤坝的冲刷,提高堤坝的稳定性和耐久性.第二类,都市类.多分布在城镇经济中心,受限于土地资源,采用集约化单坡设计,平均坡度约 30° .空间分析显示,城镇型生态缓冲带中宽度 $30 \sim 70 \text{ m}$ 区间占比最高 (37.49%),其次是 $>70 \text{ m}$ (33.50%).根据《城市水系规划规范》(GB 50513—2009)相关规定,区域内城镇型生态缓冲带的宽度均符合滨水绿化控制线 $\geq 4 \text{ m}$ 的要求.植被调查结果表明,城镇型生态缓冲带以灌草型植物配置为主,植被类型较为单一,普遍种植中华蚁母树、榿木、地毯草等护坡植物,这是因为城镇型缓冲带在发挥生态效益的基础上,既要兼顾景观设计和文化休闲的需求,又要具有适应强且易于管理的特点,降低城市绿地维护成本.

2.2.3 植被良好型缓冲带

研究区域内植被良好型生态缓冲带总长 7.03 km ,主要分布在长株潭交界处,包括长沙大王山国家森林公园、湘潭昭山风景名胜区、株洲石峰公园等生态敏感区.其中,长沙段占比最高 (4.3 km , 62.3%),其次是株洲段 (2.1 km , 28.6%),湘潭段仅占比 9.1% (0.63 km)(见图2).

相较于其他类型的生态缓冲带,植被良好型缓冲带的宽度基本在 100 m 以上(见图3),坡度平缓 ($5^\circ \sim 15^\circ$),且植被群落结构完整,乔木层以香樟、马尾松为主,灌木层包含杜鹃、榿木等本土物种,形成典型的“乔木-灌木-草本”三层垂直结构.



图3 长株潭湘江干流生态缓冲带主要类型:(a)堤防型;(b)城镇型;(c)植被良好型

Fig. 3 Main types of ecological buffer zones along the Xiangjiang River mainstream in the Chang-Zhu-Tan region:

(a) Embankment-type; (b) Urban-type; (c) Well-vegetated-type

2.3 研究区域缓冲带生态功能分析

河岸生态缓冲带最重要的生态功能是截留地表及地下径流,降低入河污染负荷.2022—2024年间,长株潭湘江干流水质监测结果整体评价为优,《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中除水温、总氮和粪大肠杆菌外的21项指标均达到Ⅲ类水质标准,说明研究区域内现有缓冲带体系具备基础生态功能.为分析不同类型缓冲带构建的合理性,从根据 COD_{Cr} 、 BOD_5 、TP和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 等关键水质指标变化特征开展进一步评估.

堤防型生态缓冲带研究区域选择白石-马家河河段,该河段堤防设施完整,沿岸为农田,人迹罕至,是反映农业面源污染影响下堤防型缓冲带生态功能的典型区域.由图4可知,2022—2024年间,除2024年4月份马家河断面TP出现单次超标外,其余时段 COD_{Cr} 、 BOD_5 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 指标均达到Ⅱ类水标准,其中 COD_{Cr} 和 BOD_5 指标更是稳定满足Ⅰ类水要求.值得注意的是,在农业面源污染高风险的丰水期(7月),该河段并未出现显著的水质波动,与同类流域研究结论形成显著差异^[26-27],充分证实了堤防型生态缓冲带的特殊阻隔效应.

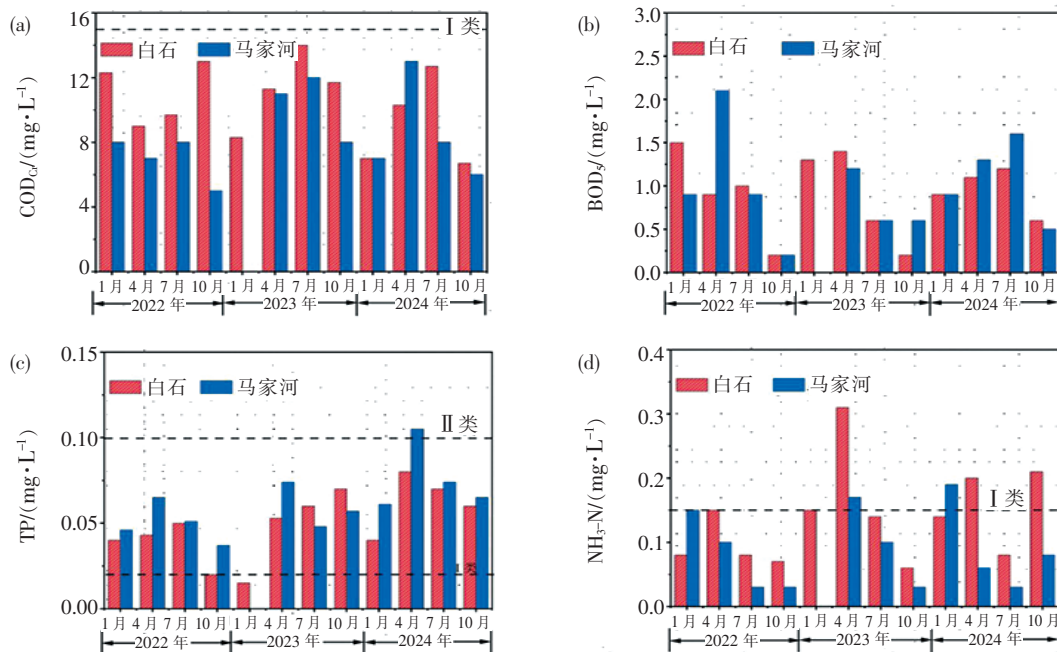


图 4 堤防型生态缓冲带河段主要水质指标变化情况: (a) COD_{Cr} ; (b) BOD_5 ; (c) TP; (d) $\text{NH}_3\text{-N}$

Fig. 4 Variations in key water quality parameters within embankment-type ecological buffer zone segments:

(a) COD_{Cr} ; (b) BOD_5 ; (c) TP; (d) $\text{NH}_3\text{-N}$

这种污染阻隔效应源于堤防系统的双重协同机制:缓冲带结构特征方面,乔灌草复合式植物群落通过根系和冠层截留双重作用,可显著削减污染物入河负荷.植物根系能有效增加土壤孔隙度,促进地表径流下渗,从而减缓流速并增强土壤对氮磷等营养盐及悬浮颗粒物的过滤与吸收^[28].更关键的是,氮磷等元素亦可被植物直接吸收转化成自身生物量,从而实现将污染物从水循环中永久移除.此外,根系的发育及其分泌物为微生物创造了丰富的栖息环境,形成高活性的根际微域.研究表明,该区域微生物的数量与种类均显著高于非根际区^[29],其较高的代谢活性进一步驱动了截留污染物的降解与转化.与此同时,植物冠层通过拦截降雨、削弱雨滴动能^[30],有效减轻了对地表的侵蚀作用,延缓径流形成时间,既降低了泥沙及附着污染

物入河风险, 也为水分的下渗与植物吸收提供了更长的滞留窗口。工程结构方面, 堤顶高于两侧陆域的设计有效阻隔了面源污染对河流的直接影响, 排水导流设施的规划极大缓解了暴雨径流的冲击。水质数据证实堤防型生态缓冲带可有效阻控农业面源污染, 为耕地毗邻河段生态治理提供技术范式。

城镇型生态缓冲带研究区域选择猴子石-橘子洲-五一桥河段, 该河段地处长沙市中心城区, 人类活动密集, 地表高度硬化, 代表城镇高强度干扰条件下的缓冲带类型。由图 5 可知, 2022—2024 年间, 河段内 COD_{Cr} 、 BOD_5 、TP 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 均稳定达到 II 类水质标准。然而, 与堤防型河段相比, 其污染物的浓度整体偏高, 且在时间维度上出现明显的季节性波动规律: 各指标浓度在每年 1 月至 4 月呈上升趋势, 7 月至 10 月则逐步回落。这种年内差异特征主要与城镇型生态缓冲带结构特征、人类活动影响以及水文气象条件相关^[31]。具体而言: 缓冲带结构特征方面, 长株潭湘江干流城镇型河段岸坡陡峭、缓冲带宽度不足且植被群落单一等问题, 导致对地表径流的拦截效率偏低。该结果与太湖^[10]、北运河^[32]、临港新河^[24]等流域的相关研究结论一致, 均表明缓冲带宽度受限和植被结构简化会显著削弱其对污染物的截留能力。

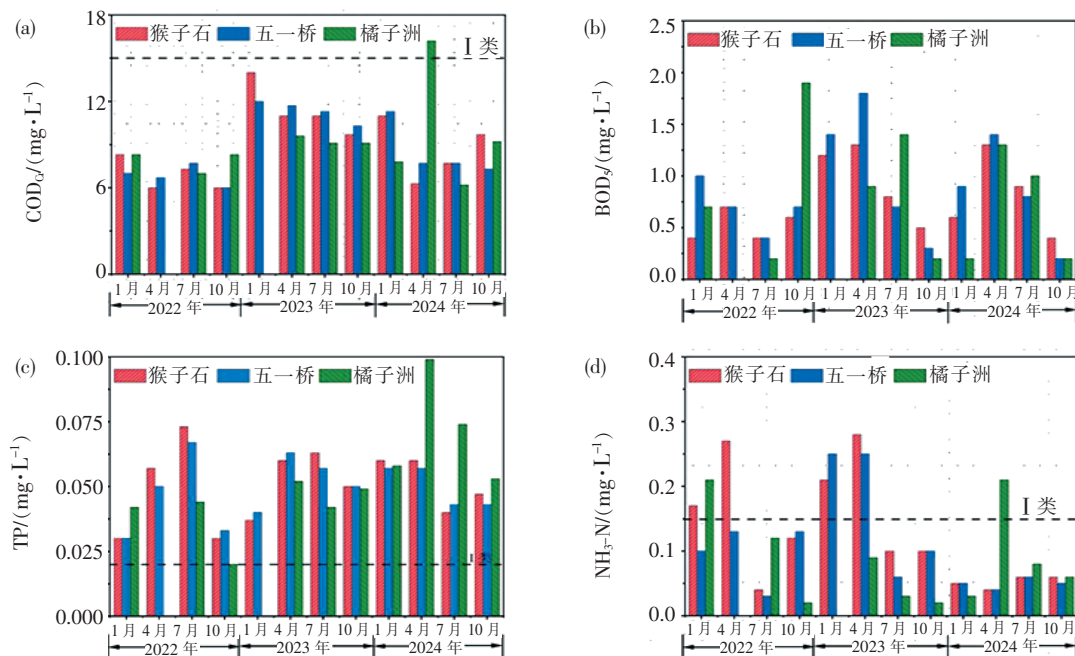


图 5 城镇型生态缓冲带河段主要水质指标变化情况: (a) COD_{Cr} ; (b) BOD_5 ; (c) TP; (d) $\text{NH}_3\text{-N}$

Fig. 5 Variations in key water quality parameters within urban-type ecological buffer zone segments:

(a) COD_{Cr} ; (b) BOD_5 ; (c) TP; (d) $\text{NH}_3\text{-N}$

人类活动影响方面, 尽管面源污染强度较农业区大幅度降低, 但密集的滨岸商业活动显著增加了污染输入。类似现象在小浞河流域的研究中也得到验证, 该流域城镇建设用地密集区监测点位的污染物浓度在所有点位中居于最高水平^[33], 进一步印证了城镇高强度开发对水体质量有显著影响。水文气象方面, 湖南省集中降雨期 (4—7 月) 产生的径流冲击进一步削弱了缓冲带的生态调蓄功能^[30], 叠加系统截污能力不足, 导致上半年水质指标持续攀升。上述结果表明, 当前城镇型生态缓冲带在结构与功能上仍存在优化空间。针对缓冲带结构不完善的问题, 可借鉴植被良好缓冲带的群落现状, 以香樟、杜鹃、千里光等易于生长、根系发达的本土

物种为主, 营造“乔木—灌木—草本”三层垂直结构, 以增强对污染物的截留与净化效果. 针对人类活动导致的污染输入, 应结合城镇生态缓冲带的建设成本与城市规划要求, 以各城市蓝线为依据合理划定缓冲带宽度, 并在蓝线范围内适度改造生态护岸形式. 同时, 可充分利用现有城市绿地、道路绿化及沟塘水渠等空间, 因地制宜建设绿篱隔离带、下凹式绿地、生物滞留带等生态设施^[34], 以系统提升城镇水环境的污染控制能力. 这一结果可为后续优化城镇型缓冲带生态工程提供重要科学依据.

植被良好型生态缓冲带研究区域选择昭山绿心保护区, 该区域植被覆盖度高, 群落结构完整, 可作为自然或近自然状态下植被缓冲带生态功能的典型代表 (见图 6), 在 2022—2024 年间呈现良好的水质净化效应. 监测数据显示, 该断面 COD_{Cr} 、 BOD_5 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度均达到了 I 类水质标准, TP 指标符合 II 类水质标准. 相较于堤防型和城镇型生态缓冲带, 植被良好型生态缓冲带区域污染物浓度波动性较小, 在抵抗污染负荷方面具有显著优势. 这种稳定性效应主要归因于其独有的生态结构特征: 缓冲带宽度超过 100 m, 形成连续贯通的生态界面^[10]; 多层次植被群落 (乔木—灌木—草本) 构成了完整的面源截留体系^[11]; 平缓的坡度 ($5^\circ\sim 15^\circ$) 延长了地表径流的滞蓄时间, 显著提升面源污染拦截效率. 上述研究结果表明, 完整的河岸生态系统可有效提升其对水质的净化效果, 这也为流域面源污染治理和河岸生态缓冲带构建提供了重要的理论依据.

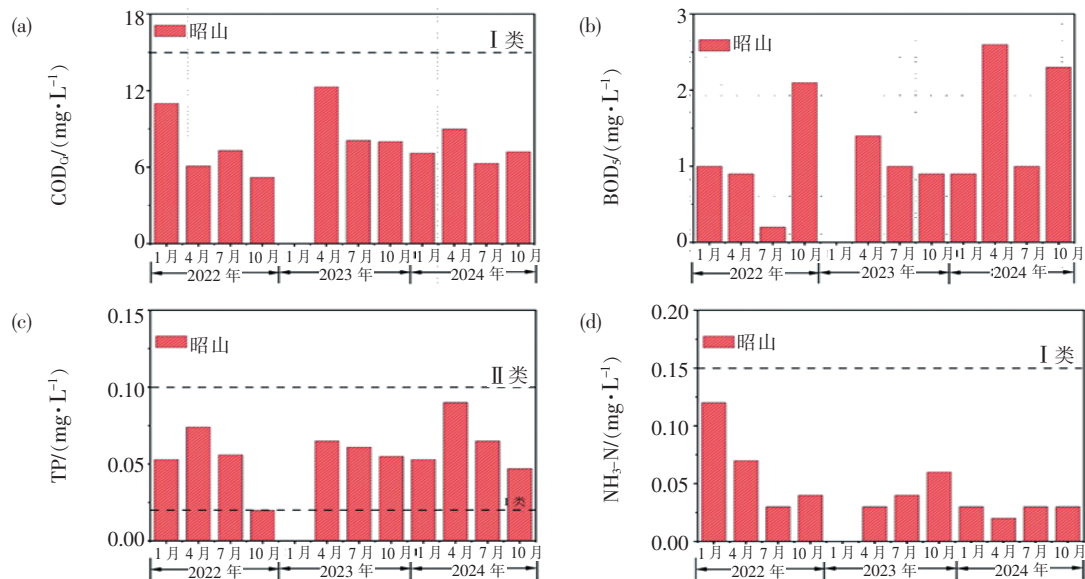


图 6 植被良好型生态缓冲带河段主要水质指标变化情况: (a) COD_{Cr} ; (b) BOD_5 ; (c) TP; (d) $\text{NH}_3\text{-N}$

Fig. 6 Variations in key water quality parameters within well-vegetated-type ecological buffer zone segments:

(a) COD_{Cr} ; (b) BOD_5 ; (c) TP; (d) $\text{NH}_3\text{-N}$

3 结论

1) 长株潭湘江干流沿岸土地利用类型主要分为 5 类, 其中耕地 (45.13%) 和建设用地 (31.38%) 两大主导地类对河岸缓冲带形成系统性生态胁迫.

2) 长株潭湘江干流河岸生态缓冲带类型主要为堤防型、城镇型和植被良好型, 长度占比分别为 48.10%、48.86%、3.04%. 针对堤防型生态缓冲带, 区域内 94% 以上堤段满足水利

部门河道管理最小5 m的宽度要求,植被类型丰富,呈现乔木-灌木-草本组合交织形式;针对城镇型生态缓冲带,分为景观休闲和都市两大类,30~70 m宽度占比最高(37.49%),其次是>70 m(33.50%),植被类型较为单一;针对植被良好型生态缓冲带,宽度基本在100 m以上,坡度平缓(5°~15°),植被群落结构完整。

3) 2022—2024年间,长株潭湘江干流水质监测结果整体评价为优,表明研究区域内现有缓冲带体系具备基础生态功能。堤防型生态缓冲带复合型植物群落结构特征及工程设计可有效阻控农业面源污染,为耕地毗邻河段治理提供技术参考;城镇型生态缓冲带的污染物浓度呈现明显的季节性波动,可通过优化缓冲带宽度、改造生态护岸形式、建设绿篱隔离带等生态设施提升缓冲带拦截效果;植被良好型生态缓冲带完整的生态结构可有效抵抗污染负荷冲击。

4) 本研究系统阐明了长株潭湘江干流河岸生态缓冲带的类型构成、结构特征及其生态功能,为同类型区域的生态实践提供了科学依据。需要说明的是,本研究数据源与方法的适用性遵循了《指南》的要求,侧重于区域尺度的评估效能,因而对极高精度目标(如亚米级缓冲带)的解析能力存在固有边界。后续研究建议借助高分辨遥感影像和水文水质模型,在本研究方法论的基础上对河岸生态缓冲带净化功能进行动态模拟与预测,以期为流域环境的精准治理提供更深入的决策依据。

参 考 文 献

- [1] 姜和震,吴习锦,郝芳华,等.近三十年中国非点源污染研究现状与未来发展方向探讨[J].环境科学学报,2020,40(5):1535-1549.
- [2] 董晓丹,周琪,周晓东,等.我国河流湖泊污染的防治技术及发展趋势[J].地质与资源,2004,13(1):26-29.
- [3] 张剑,赵进勇,彭文启,等.基于自然解决方案的流域生态修复成效评估研究[J].水电能源科学,2021,39(12):69-72.
- [4] 张克荣,张小全,李潜,等.退化生态系统近自然精准修复-基于自然的解决方案[J].植物科学学报,2023,41(6):751-758.
- [5] 李芸,王斌,袁静,等.基于VFSMOD模型的植被缓冲带对千岛湖地区农田面源污染磷负荷削减效果模拟[J].环境工程技术学报,2022,12(1):29-37.
- [6] 唐浩,熊丽君,鄢忠纯,等.缓冲带截除农业面源强污染的效果[J].农业工程学报,2012,28(2):186-190.
- [7] VYMAZAL J, BREZINOVA T D. Removal of nutrients, organics and suspended solids in vegetated agricultural drainage ditch[J]. Ecological Engineering, 2018, 118: 97-103.
- [8] ZAK D, BRONVANG B, CARSTENSEN M V, et al. Nitrogen and phosphorus removal from agricultural runoff in integrated buffer zones[J]. Environmental Science and Technology, 2018, 52: 6508-6517.
- [9] 汤家喜,谭婷,梁婕,等.阜新细河生态缓冲带阻控农田径流水中氮磷及除草剂的作用[J].生态学杂志,2023,42(10):2402-2409.
- [10] 李萍萍,崔波,付为国,等.河岸带不同植被类型及宽度对污染物去除效果的影响[J].南京林业大学学报(自然科学版),2013,37(6):47-52.
- [11] 付婧,王云琦,马超,等.植被缓冲带对农业面源污染物的削减效益研究进展[J].水土保持学报,2019,33(2):1-8.
- [12] 许秋飞,沈振萍,严勇,等.面向城市群的区域水环境智能监测研究:以长株潭城市群为例[J].湘潭大学学报(自然科学版),2023,45(6):52-61.
- [13] 邓楚雄,龚雅菁,张光杰,等.基于景观生态风险评价的湘江流域生态安全格局构建[J].水土保持通报,2024,44(3):145-158.

- [14] 李博,甘恬静. 基于 ArcGIS 与 GAP 分析的长株潭城市群水安全格局构建[J]. 水资源保护,2019,35(4): 80-88.
- [15] 颜兵文,彭重华,胡希军. 河岸植被缓冲带规划及重建研究:以长株潭湘江河岸带为例[J]. 西南林学院学报,2008,28(1):57-60.
- [16] 生态环境部办公厅. 河湖生态缓冲带保护修复技术指南[EB/OL]. (2021-12-04)[2025-04-15]. <https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk06/202112/W020211215541263714758.pdf>.
- [17] 袁鹏,刘瑞霞,孙菲,等. 构建河流生态缓冲带的意义与技术路线(代序言)[J]. 环境工程学报,2022,16(1):20-24.
- [18] GU Q, HU H, MA L, et al. Characterizing the spatial variations of the relationship between land use and surface water quality using self-organizing map approach[J]. Ecological Indicators, 2019, 102: 633-643.
- [19] WANG H, LIU C, XIONG L C, et al. The spatial spillover effect and impact paths of agricultural industry agglomeration on agricultural non-point source pollution: A case study in Yangtze River Delta, China[J]. Journal of Cleaner Production, 2023, 401: 136600.
- [20] 李欣,王志远,刘丹丹,等. 生态安全格局约束下长株潭都市圈建设用地演变模拟与管控[J]. 环境工程技术学报,2023,13(1):348-358.
- [21] 何长宇,丁俊,李玉森,等. 郴州市市辖区建成区扩张时空变化特征及驱动力分析[J]. 湘潭大学学报(自然科学版),2024,46(6):54-64.
- [22] 孙菲,袁鹏,李晓洁,等. 湖州大钱港(溇港)河流生态缓冲带的划定与构建[J]. 环境工程学报,2022,16(1):56-64.
- [23] 李景保,喻小红,朱翔. 湘江长沙段水文特征及其对橘子洲景区的影响[J]. 湖南师范大学自然科学学报, 2003,26(2):92-96.
- [24] 白莹莹,江洪,饶应福,等. 临港新城河岸人工植被缓冲带对氮、磷的去除效果[J]. 中南林业科技大学学报,2016,36(5):108-113.
- [25] 张静慧,袁鹏,刘瑞霞,等. 基于 VFSMOD 模型的河岸植被缓冲带划定方法[J]. 环境工程学报,2022,16(1):40-46.
- [26] 董锐,汪银龙. 汾河下游土地利用类型对河流无机氮的影响[J]. 人民黄河,2022,44(3):91-96.
- [27] 李刚浩,范先鹏,夏颖,等. 三峡库区典型流域水质时空特征及污染防控策略[J]. 农业工程学报,2022, 38(17):118-126.
- [28] 刘瑞霞,王立阳,孙菲,等. 以农业面源污染阻控为目标的河流生态缓冲带研究进展[J]. 环境工程学报, 2022,16(1):25-39.
- [29] 傅婉秋,谢星光,戴传超,等. 植物-微生物联合对环境有机污染物降解的研究进展[J]. 微生物学通报, 2017,44(4):929-939.
- [30] 庞维华,孙雅婕,刘建军,等. 不同类型园林植物群落冠层的截留能力研究[J]. 水土保持通报,2022,42(4):49-55.
- [31] 林炳权,安欣琪,赵晨,等. 长江流域丘陵与平原 2 类典型城镇面源污染来源解析[J]. 环境工程学报, 2024,18(2):513-522.
- [32] 宋卓远,李华林,于佩丹,等. 北运河上游非点源污染负荷模拟与最佳管理措施评估研究[J]. 环境科学研究,2023,36(2):334-343.
- [33] 高凤,邵美玲,曹昌丽,等. 城镇化流域氮、磷污染特征及影响因素:以宁波北仑区小浞江为例[J]. 湖泊科学,2019,31(3):689-699.
- [34] 许盛凯,朱颖洁,袁哲,等. 长江干流岸线缓冲带生态构建方案研究:以长江江阴段为例[J]. 环境工程技术学报,2022,12(2):581-589.

(责任编辑:胡 丁)