J. Lake Sci.(湖泊科学),2027,39(5):000-000
DOI: 10.18307/2027.0533
©2027 by *Journal of Lake Sciences*

巢湖流域合肥境内河流鱼类物种多样性与环境因子的关系*

李建文[1, 2]，林镇美[1, 2]，付 适[1, 2]，陈浩东[1, 2, 3]，李 蝉[1, 4]，徐 昆[1, 2]，李宽意[1, 2, 3, 4]，于谨磊[1, 2, 3]**

（1：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）

（2：中国科学院大学，北京 100049）

（3：中国科学院大学，中丹学院，北京 100190）

（4：南京信息工程大学生态与应用气象学院，南京 210044）

摘　要：鱼类群落结构受环境因子的影响显著，针对鱼类物种多样性与河流形态及沿岸带景观特征等关系的研究相对较少。本文于 2023 年 7 月调查了巢湖流域合肥境内的杭埠河、派河、南淝河、柘皋河、兆河等河流中 35 个断面的鱼类物种多样性指数、水质、河流形态和沿岸带景观特征等因子，通过方差分解、偏冗余分析、广义线性模型和逐步多元线性回归分析等方法，旨在探究河流鱼类物种多样性与不同类型环境因子间的关系。本研究中，河流形态特征是影响鱼类物种多样性的主要因素，可独立解释 Shannon-Wiener 指数 31%的变异；其次为沿岸带景观特征，可独立解释 Simpson 指数 22%的变异；此次调查点位多处于中−高富营养化状态，水质因子的影响相对较弱，对各多样性指数均无独立解释作用。在河流形态特征指标中，河流蜿蜒度对 Shannon-Wiener 指数、岸坡类型对 Simpson 指数均呈显著的促进作用。在景观特征指标中，沿岸带 100 m 宽度内的建筑用地比例越高，鱼类的各物种多样性指数越低；欧氏距离与 Simpson 指数呈显著正向对数关系。水质指标中，总磷浓度的升高显著降低了鱼类的 Pielou 指数。本研究发现，巢湖流域合肥境内河流的鱼类物种多样性受到多种类型环境因子的共同调控。因此，维持河流的自然蜿蜒度，管控沿岸带建筑用地的无序扩张、优化沿岸带景观布局等措施，将在提升鱼类物种多样性方面发挥重要作用。

关键词：鱼类物种多样性；富营养化；河流形态特征；景观特征

Relationships between fish species diversity and environmental factors in rivers within the Hefei region of the Lake Chaohu Basin*

Li Jianwen[1, 2], Lin Zhenmei[1, 2], Fu Shi[1, 2], Chen Haodong[1, 2, 3], Li Chan[1, 4], Xu Kun[1, 2], Li Kuaiyi[1, 2, 3, 4] & Yu Jinlei[1, 2, 3]**

(1: *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*)

(2: *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *P.R.China*)

(3: *Sino-Danish Centre for Education and Research (SDC), University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100190, *P.R.China*)

(4: *College of Ecology and Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing* 210044, *P.R.China*)

Abstract: Environmental factors strongly shape fish community structure. However, few studies have examined how fish species diversity relates to river morphology and riparian landscape characteristics. In July 2023, we surveyed 35 river sections in the Hefei area of the Chaohu Basin. These sections covered the Hangbu River, Pai River, Nanfei River, Zhegao River, and Zhao River. We measured fish species diversity indices, water quality parameters, river morphological traits, and riparian landscape features. We used variance partitioning analysis (VPA), partial redundancy analysis (pRDA), generalized linear models (GLMs), and stepwise multiple

* 2026 – 03 – 04 收稿；2026– 09 – 04 收修改稿；2026-09-14 录用。
国家自然科学基金项目（42277067）和中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与流域水安全重点实验室自主部署项目（NKL2023-KP02）联合资助。
** 通信作者；E-mail：jlyu@niglas.ac.cn。

linear regression (SMLR) to examine the relationships between fish species diversity and environmental factors. River morphological traits were the primary driver of fish species diversity. They independently explained 31% of the variation in the Shannon-Wiener index. Riparian landscape characteristics were the secondary factor. They explained 22% of the variation in the Simpson index. Water quality factors had relatively weak effects. They showed no independent explanatory power for all diversity indices under moderate to high eutrophication conditions. Among river morphological variables, river sinuosity had a significant positive effect on the Shannon-Wiener index. Bank slope type greatly improved the Simpson index. Among landscape variables, a higher proportion of construction land in the 100 m riparian buffer zone was associated with lower fish species diversity indices. Euclidean distance showed a significant positive logarithmic correlation with the Simpson index. Among water quality parameters, within the low total phosphorus concentration range observed in this study, increased total phosphorus concentration significantly decreased the Pielou index. This study shows that fish species diversity in rivers of the Hefei area of the Chaohu Basin is jointly regulated by multiple environmental factors. Maintaining natural river sinuosity, limiting the uncontrolled expansion of riparian construction land, and optimizing riparian landscape configuration can help improve riverine fish species diversity.
Keywords: Fish species diversity; eutrophication; river morphological characteristics; landscape characteristics

鱼类是河流生态系统中的关键生物类群，在物质循环、能量流动和维持食物网稳定性中发挥着重要作用[1-2]。鱼类物种多样性不仅能够反映河流生态系统结构和功能完整性，也是评估水生态健康状况和人类干扰强度的重要指标[3-4]。相比其他生物类群，鱼类具有生命周期长、活动范围广的特点，对环境变化具备较高的响应能力，其多样性格局往往能够整合水质条件、栖息地异质性及流域尺度过程的综合影响[5-6]。因此，开展河流鱼类物种多样性研究，对于揭示河流生态系统的退化机制、评估生态修复的实际成效以及制定科学的流域管理策略，均具有重要意义。

河流鱼类物种多样性受多尺度环境因子的共同调控[7-8]。在局地尺度上，营养盐浓度和透明度等水质因子通过影响鱼类的饵料丰度和捕食效率，影响其空间分布与群落组成[9-10]。例如，高氮、磷浓度的水体通常以耐污型鱼类为主，鱼类群落结构同质化[11]；肉食性鱼类的生物量和占比也随总磷浓度和浊度的升高而降低[12-13]。在河段尺度上，河宽、蜿蜒度和河流级数等河流形态特征决定了栖息地的空间异质性，高蜿蜒度通常对应多样化的微生境和更高的鱼类物种多样性[14-15]，而堤岸硬化往往会导致鱼类群落结构趋于简化[16-17]。在流域尺度上，土地利用类型、景观破碎化程度及连通性等景观特征，可通过改变径流过程与污染物输入方式，间接对鱼类多样性产生影响[18-19]。例如，沿岸林地比例较高的河段往往具有更优的水质条件和鱼类物种多样性，而农业或城镇用地比例的增加，往往伴随着水体污染加剧、自然掩蔽减少等问题，进而导致鱼类物种数量下降[20-21]。然而，现有研究多侧重于探究水质因子对鱼类多样性的影响，对于景观格局与河流形态特征的关注则相对不足，而三者之间的交互作用机制更是缺乏系统的探讨。

巢湖流域水网密布，人类活动干扰强烈，环境异质性高，是研究鱼类多样性对多尺度环境因子响应的理想区域。自上世纪 80 年代至今，对巢湖流域已进行多次鱼类资源调查，研究发现，巢湖流域因富营养化程度增加等因素，鱼类多样性不断下降[22-23]。现有研究多集中于巢湖湖内，而巢湖流域内的河流如杭埠河、南淝河、兆河等鱼类资源调查，自 2013 年至今未见相关报道[24-25]。此外，有关鱼类群落结构及其影响因素的研究，也多集中于分析鱼类群落结构与水质的关系，而鱼类物种多样性指数与河流形态及沿岸带景观特征等环境因子关系的研究相对较少[24-25]。近 5 年来，在实施长江十年禁渔和山水林田湖草综合生态修复工程之后，巢湖流域水生态环境明显改善[26]，鱼类多样性特征也可能出现新变化，亟须开展新的研究，为评估生态修复效果提供科学支撑。本研究以巢湖流域合肥境内的河流为研究对象，综合考虑水体富营养化因子、河流形态特征及沿岸带景观特征三大类环境变量，系统探讨鱼类物种多样性空间分布格局对其的响应情况。通过构建多维环境因子模型，探讨影响鱼类物种多样性空间变化的关键环境因子，解析不同尺度环境因子的相对贡献。研究结果不仅可以丰富合肥境内河流鱼类多样性特征及其影响因素的研究，还能为该区域鱼类生态保护提供一定的理论参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

巢湖流域总面积约 1.35 × 10^4 km^2，合肥境内面积约 0.73 × 10^4 km^2，年均径流量可达 5.92 × 10^9 m^3，汛期主要集中在 5 – 8 月[27]。流域内河网密集，其中集水面积在 1000 km^2 以上的入湖河流有杭埠河、南淝河，500~1000 km^2 的入湖河流有派河、白石天河、柘皋河等（安徽省巢湖管理局提供）。景观类型组成方面，西部以林地为主，东部以农田为主，农田面积占比最高（58.9%），其次为林地（16.3%）、建筑用地（13.1%）、水域（7.9%）和草地（3.8%）（图 1）[25]。自 20 世纪 80 年代以来，合肥境内大力推进城镇化建设，水体富营养化情况日益加剧，呈现出从河源到入湖口明显的污染梯度变化，河流下游受人类活动干扰较为严重[28]。

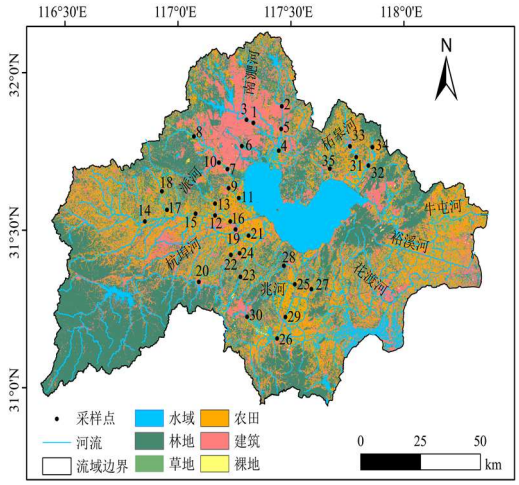


图 1 巢湖流域合肥境内土地利用类型及调查点位分布

Fig.1 Land use types and sampling site distribution in rivers within Hefei City of the Chaohu Lake Basin

1.2 鱼类样品采集与分析

1.2.1 *鱼类样品采集* 2023 年 7 月通过多网目刺网和地笼相结合的方法，调查了 35 个点位的鱼类物种多样性（图 1）。刺网的网目包括 5、10、15、20、25、30、35 和 40 mm，每种规格的刺网长 10 m、高 1.5 m，按网目尺寸递增顺序首尾相连，总长 80 m[29]。其中，网目为 5 ~ 15 mm 的刺网为浮网，网目为 20 ~40 mm 的刺网为三层沉网（外层网目 10 cm）。在沿岸带设置长 15 m、宽 0.4 m、高 0.3 m、网目为 5 mm 的地笼，用于补充采集近岸带小型鱼类物种[30]。在每个调查点位，沿垂直于岸线的方向布设 1 套多网目刺网和 1 条地笼，待 2 至 4 小时后回收网具。在整个调查过程中，刺网不重复使用，地笼可重复使用。鱼类依据《中国鱼类检索系统》进行分类至种水平[31]，并在 FishBase 数据库中进一步核实其拉丁学名[32]。

1.2.2 *单位努力渔获数量* 单位努力渔获数量（Number per unit effort, NPUE）是衡量渔业捕捞效率的常用指标，指在单位时间内所捕获的鱼类个体的总数量，计算公式为[33]：

$$NPUE = \frac{N}{E} \tag{1}$$

式中，N 为多网目刺网和地笼的渔获数量（ind），E 为捕捞努力的时间（h）。

1.2.3 *鱼类物种多样性* 鱼类物种多样性使用 alpha 多样性的常用指标进行表征，分别为 Shannon-Wiener 指数（H'）、Simpson 指数（C），Margalef 指数（D）、Pielou 指数（J），使用 R 语言 “vegan” 包计算，具体公式如下。其中，Shannon-Wiener 指数和 Pielou 指数越高，群落结构越复杂，其稳定性越高；Simpson

指数越高，群落主要由优势种主导，物种多样性越低；Margalef 指数，物种数量越丰富[34]。

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} P_i \ln P_i \quad (2)$$

$$C = \sum_{i=1}^{s} P_i^2 \quad (3)$$

$$D = (S - 1)/\ln N \quad (4)$$

$$J = H'/\ln S \quad (5)$$

式中，N 为各样点中以 *NPUE* 计的某种鱼类的个体数量，P_i 为第 i 种鱼的相对丰度；S 为某样点的鱼类总物种数。

1.3 环境因子

1.3.1 水质因子　水质因子采集是在各样点（图 1），使用 5 L 采水器收集 0.5、1.0 和 1.5 m 的河流中心区域的水样各 5 L，混合后取 2 L 水样保存在装有冰袋的保温箱中，带回实验室测定总氮、总磷、叶绿素 *a* 和总悬浮物浓度。其中，总氮采用碱性过硫酸钾消解－紫外分光光度法测定；总磷采用钼锑抗分光光度法测定；叶绿素 *a* 采用 90%丙酮浸提法提取后，结合分光光度法测定；总悬浮物采用重量差法测定（过滤前后滤膜的质量差值），上述指标均严格参照《水和废水监测分析方法》（第四版）进行测定[35]。

1.3.2 河流形态特征　河流形态特征根据 Strahler 河流分级系统对样点所属河流分级，研究区内河流等级为 1 – 3 级[36]。结合空间分辨率为 30 m 的高程图与河流矢量图，获取沿采样点上下游各 3 km 范围内的河流蜿蜒度和比降数据。蜿蜒度为主河段实际长度与直线距离之比，比降为主河段两端点间的高程差与两端点间的水平距离之比。通过河流沿线调查确定河流岸坡类型和水系连通性，岸坡类型按照河岸植被种类数目和覆盖面积从低到高进行评分。其中，植被种类很多，覆盖堤岸 50%以上，为 16 ~20 分；植被种类较多，覆盖堤岸 25% ~50%，为 11 ~15 分；植被种类较少，堤岸覆盖度少于 25%，为 6 ~10 分；几乎无植被的堤岸，为 0~ 5 分[37]。水系连通性采用河流连通性评价指标（river fragmentation index, RFI）进行表征，其值为每百公里断点与节点等障碍物数量[38]。其中，“断点”指河道淤堵、干涸、填埋形成的自然断裂处；“节点”指闸、坝等人工阻隔设施。另外，河宽通过测距仪现场测量。

1.3.3 河流沿岸景观特征　现有研究主要集中在沿河流上下游长度为 0.25 ~ 2 km、宽度为 0.25 ~ 1 km 范围内设置沿岸带范围[21,25,39]，而鱼类活动范围可达 2.5 km[40]。较小宽度（50~ 100 m）的岸带景观会对鱼类群落结构产生更大的影响[20,41]。巢湖流域合肥境内水网密布、水陆界面复杂交错，近岸带（100 m）景观特征对水质有较强影响[42]。因此，为确保沿岸带范围提取的精度和生态意义，本研究在采样点沿岸建立左右两侧垂直河道宽度分别为 100 m，上下游长度分别为 3 km 的缓冲区，在河流交汇处分别延伸相等长度。土地利用数据来源于欧洲航天局（ESA）提供的 Sentinel-2 影像（空间分辨率 10 m），采用众数法获取 2023 年 1 – 6 月的景观类型，数据源自 World Cover 数据集（https://viewer.esa-worldcover.org/worldcover）。数据集中的“灌木”和“受洪水影响植被”被重新归类为草地，裸地面积占比极小，未纳入后续分析。土地利用类型涵盖水体、农田、建筑用地、林地和草地，并以面积占比表征相应指标。景观格局在类级尺度上选择了 5 个涵盖维度广泛且低相关性的指标进行量化，分别为边缘密度、斑块密度、面积加权的平均欧氏距离、景观香农多样性指数和衡量斑块聚散度的散布与并列指数，各指数的生态学意义均参照《景观生态学原理与应用》，并使用 Fragstats 4.2 软件计算获取[43]。

1.4 数据分析

鱼类多样性指数的空间自相关性采用全局莫兰指数（Global Moran's I）进行检验，显著性水平通过蒙特卡洛 999 次置换检验（Monte Carlo permutation test, 999 permutations）判断。结果显示，各多样性指数的全局莫兰指数值均接近于 0，蒙特卡洛检验的 P 值均大于 0.05，表明各指数无显著空间自相关性。随后，使用单因素方差分析（One-way ANOVA）检验不同河流间各物种多样性指数的差异，并进行 Tukey HSD 事后多重比较。

通过方差分解分析（Variation partitioning analysis, VPA）探究环境因子对鱼类物种多样性的影响，以及偏冗余分析（Partial redundancy analyses, pRDA）解析环境因子对鱼类物种多样性指数的影响，并使用蒙特卡洛 999 次置换检验，分别检验各类型因子及其所有约束性因子影响的显著性水平[44]。

通过 Spearman 相关性分析初步筛选与物种多样性指数具有显著关系的环境因子。针对相关性显著

的环境因子，采用广义线性模型（Generalized linear models, GLMs）拟合其与对应多样性指数的关系，并通过校正后的赤池信息准则（Akaike information criterion corrected, *AICc*）确定最优函数拟合模型。模型选择以 *AICc* 最小值为主要标准，同时确保所有变量在 GLMs 中具有统计学上的显著性（$P<0.05$），并避免过度拟合。将 Spearman 和 GLMs 分析结果中显著的环境因子作为解释变量组合，构建逐步多元线性回归模型（Stepwise multiple linear regression, SMLR）筛选最优因子组合[45]。数据分析前，使用残差图和 Q - Q 图，检验所有解释与响应变量的正态性和方差齐性，所有数据均满足上述要求，并对解释变量进行多重共线性（VIF）检验（附表 I）。所有数据处理均在 *R* 语言 “vegan”、“car”、“rdacca.hp” 和 “ggplot” 包中完成。

2 结果

2.1 鱼类物种多样性空间分布特征

本研究的的鱼类 Shannon-Wiener 指数平均为 1.40 ± 0.51（Mean ± SD），其中杭埠河平均最高 1.65 ± 0.50，南淝河平均最低 0.91 ± 0.42。Simpson 指数平均为 0.64 ± 0.21，其中杭埠河最高 0.73 ± 0.17，南淝河最低 0.42 ± 0.22。Margalef 指数平均为 2.19 ± 1.29，杭埠河最高 3.06 ± 1.61，派河最低 1.26 ± 0.83。Pielou 指数平均为 0.67 ± 0.18，杭埠河最高 0.75 ± 0.16，南淝河最低 0.50 ± 0.19（图 2）。进一步的 ANOVA 分析发现，各多样性指数在不同河流间均无显著性差异（$P>0.05$）。

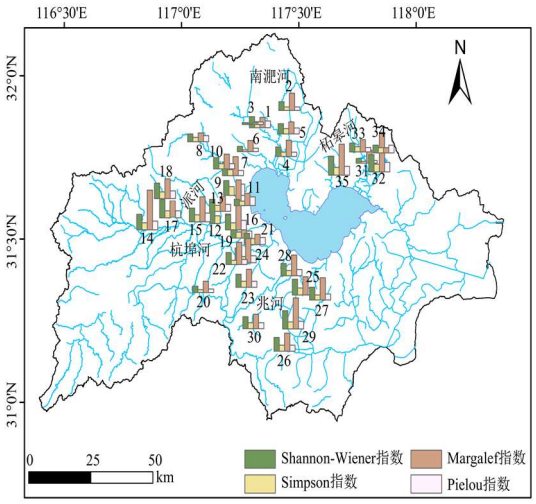


图 2 巢湖流域合肥境内河流鱼类物种多样性指数分布

Fig.2 Distribution of fish species diversity indices in rivers within Hefei City of the Chaohu Lake Basin

2.2 不同类型环境因子对鱼类物种多样性的影响

河流形态特征对鱼类的 Shannon-Wiener 指数和 Margalef 指数均具有显著影响（$P<0.05$），在控制水质和景观特征的影响后，河流形态特征分别解释了 Shannon-Wiener 指数和 Margalef 指数 31%和 28%的变异。河流形态特征对 Pielou 指数变异解释度为 8%（$P=0.067$），在控制水质和河流形态特征的影响后，景观特征独立解释了 Simpson 指数 22%的变异（$P>0.05$）（图 3）。

Spearman 相关性分析结果显示：Shannon-Wiener 指数与河流蜿蜒度及农田比例显著正相关，与建筑用地比例显著负相关（$P<0.05$）。Simpson 指数与河流蜿蜒度、岸坡类型、农田比例和欧氏距离呈显著正相关，与建筑用地比例呈显著负相关（$P<0.05$）。Margalef 指数与河流级数和边缘密度呈显著正相关，与建筑用地比例呈显著负相关（$P<0.05$）。Pielou 指数与蜿蜒度、岸坡类型和农田比例呈显著正相关，与总磷浓度和建筑用地比例呈显著负相关（$P<0.05$）（附图 I）。 GLMs 结果显示（附表 II，图 4），Shannon-Wiener 指数与河流蜿蜒度呈显著正向对数关系（$P<0.05$），即河流形态异质性越高，鱼类的 Shannon-Wiener 指数也越高；且该指数在低蜿蜒度时，其数值变化较为敏感，随蜿蜒度增加其边际促进

作用逐渐降低。此外，Shannon-Wiener 指数与建筑面积呈显著负向线性关系（$P<0.05$）。Simpson 指数与岸坡类型和欧氏距离均呈显著的正向对数关系，且在欧氏距离为 0 – 150 m 范围内，Simpson 指数随其增加更为显著（$P<0.05$）。Margalef 指数与河流级数和边缘密度均呈正向线性关系（$P<0.05$）。Pielou 指数与总磷呈显著负向对数关系（$P<0.05$），总磷浓度较低时（0 – 0.20 mg/L）下降明显。Pielou 指数与农田比例呈显著正对数关系（$P<0.05$），在农田比例处于较低水平时（0 ~20%），对 Pielou 指数的提升作用更为显著；而随着农田占比升高，这种促进作用可能因加剧水体污染等反而会逐渐降低。

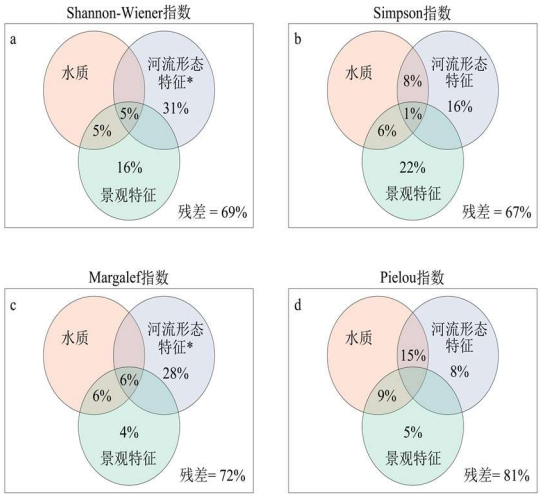


图 3 巢湖流域合肥境内河流鱼类物种多样性指数与环境因子方差分解分析

Fig.3 Variation partitioning analysis of fish species diversity indices and environmental factors in rivers within Hefei City of the Chaohu Lake Basin

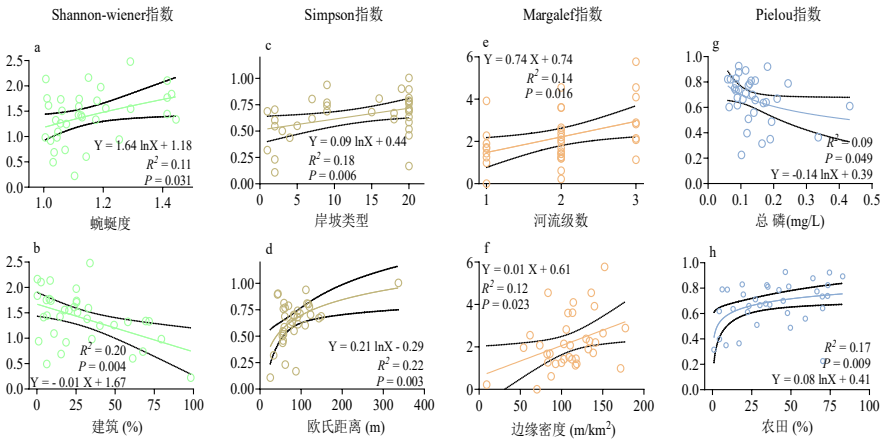


图 4 巢湖流域合肥境内河流鱼类物种多样性指数与部分环境因子关系(图 a、c、d、g 和 h 为对数函数拟合关系，其余为线性拟合；实线为解释变量与响应变量的拟合曲线，虚线间的区域为 95%置信区间)

Fig.4 Relationships between fish species diversity indices and selected environmental factors in rivers within Hefei City of the Chaohu Lake Basin (Note: Panels a, c, d, g and h are fitted by logarithmic functions, while the other subplots adopt linear fitting. The solid line represents the fitting curve between explanatory variables and response variables, and the area between the dashed lines indicates the 95% confidence interval)

农田与建筑面积占比均对多类物种多样性指数存在显著影响，且二者的影响效果相反。SMLR 模型结果显示（表 1），Shannon-Wiener 指数随河流蜿蜒度增加而增加，随建筑用地比例略有下降（$R^2=0.26$, $P=0.003$）。Simpson 指数与蜿蜒度和欧氏距离呈正向关系，与建筑用地呈负向关系（$R^2=0.41$, $P<0.001$）。Margalef 指数随河流级数增加而增加，随建筑用地比例略有下降（$R^2=0.30$, $P=0.001$）。Pielou 指数同 Shannon-Wiener 指数类似，其也随蜿蜒度增加而增加，随建筑用地比例略有下降（$R^2=0.23$, $P=0.006$）（图 5）。

表 1 巢湖流域合肥境内河流鱼类物种多样性指数与重要环境因子的逐步多元线性回归结果

Tab.1 Stepwise multiple linear regression results of fish species diversity indices against important environmental factors in rivers within Hefei City of the Chaohu Lake Basin

指数	回归方程	R^2_{adj}	P
Shannon-Wiener 指数	$Y=0.41+1.07\times$ 蜿蜒度 $-0.008\times$ 建筑	0.26	0.003
Simpson 指数	$Y=-0.05+0.53\times$ 蜿蜒度 $-0.003\times$ 建筑 $+0.002$ 欧氏距离	0.41	< 0.001
Margalef 指数	$Y=1.23+0.80\times$ 河流级数 $-0.021\times$ 建筑	0.30	0.001
Pielou 指数	$Y=0.27+0.41\times$ 蜿蜒度 $-0.003\times$ 建筑	0.23	0.006

回归方程系数表示环境因子对物种多样性指数的影响方向和相对大小，R^2_{adj}为校正后模型解释度，P 为回归模型整体显著性水平。

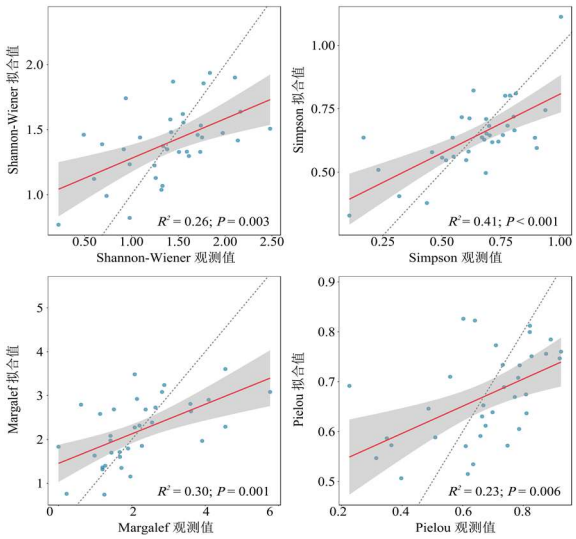


图 5 巢湖流域合肥境内河流鱼类物种多样性指数逐步多元线性回归模型的观测值与拟合值关系

图中实线为拟合值与观测值的回归拟合曲线，阴影区域为 95%置信区间；虚线为斜率为 1 的理想拟合参考线（y = x），用于判断模型预测精度；模型拟合效果越优，数据点越靠近理想参考线。

Fig.5 Observed versus fitted values of stepwise multiple linear regression models for fish species diversity indices in rivers within Hefei City of the Chaohu Lake Basin

The solid line represents the regression fitting curve of fitted values versus observed values; the shaded area denotes the 95% confidence interval. The dashed line is the ideal fitting reference line with a slope of 1 (y=x), which is used to evaluate the model prediction accuracy. The better the model fitting performance, the closer the data points are to this ideal reference line.

3 讨论

本研究中，影响鱼类物种多样性指数的各类型环境因子中，河流形态特征中的蜿蜒度和岸坡类型等

对物种多样性具有显著影响；建筑用地比例增加显著降低了各类多样性指数，主要表现在对 Shannon-Wiener 和 Margalef 指数的抑制作用（表 1、图 4）；水质因子对物种多样性影响较弱，仅 Pielou 指数与总磷浓度呈负向的对数函数关系（图 4）。

3.1 鱼类物种多样性指数分布特征

本次调查中，流经合肥城区、水质相对较差的南淝河[26]，其 Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数等偏低；而水环境质量较高的杭埠河[26]的鱼类物种多样性指数相对较高。该空间分布特征与 Zhang 等在 2013 年在巢湖流域河流中发现的 Shannon-Wiener、Margalef 指数的分布规律较为一致[25]。同时，刘杨等基于鱼类完整性指数（F-IBI）的研究也表明，南淝河生态健康状况整体低于杭埠河、兆河等河流[24]。类似现象亦可见于河西走廊内陆河[46]和江西阜河[47]等受人类活动密集的流域，其城镇、农田较为密集河段的 Shannon-Wiener 和 Margalef 等指数较同区域其他水域偏低。说明在人类活动干扰强烈的流域中，河流鱼类普遍面临多样性降低的压力。尽管近年来开展的巢湖流域山水林田湖草综合生态修复工程改善了水质[26]，但河流间的地理阻隔、高强度的人类活动等的影响，可能导致鱼类多样性仍未有效恢复至受干扰前的状态[22]。

3.2 鱼类物种多样性指数与水质因子关系

本研究的结果显示河流鱼类物种多样性主要受河流形态特征和沿岸带景观特征的影响，在本次调查的特定环境梯度范围内，水质因子对鱼类多样性指数的独立解释作用弱于河流形态和景观特征（图 3）。在人类活动强度较高的区域，景观类型及其空间配置往往通过改变沿岸带景观特征等方式影响栖息地的质量，对鱼类群落产生更直接影响；而水质因子的主导作用多出现在人类干扰较弱，且水质浓度梯度较大的山地河流中[48-49]。本研究结果与石睿杰等[48]发现长江中下游流域鱼类多样性的主要影响因素从上游的由自然因素主导，转向土地利用类型主导的结论一致，但不同于关晓玉等[49]在贵州全境山地河流中发现水质为主导因子的研究结果。造成上述差异的一个重要原因可能在于研究区域水质浓度梯度的差异。本研究所调查的河流多数整体处于中-高富营养化状态[28]，其总磷浓度较高且变幅较小（均值为 0.14 mg/L，范围为 0.06 – 0.43 mg/L），水质因子的空间异质性不足，从而削弱了其对鱼类多样性差异的解释能力。而水质梯度较为明显的太子河流域，总磷浓度的升高通常伴随着鱼类多样性显著降低[50]。本研究中，水体总磷浓度仅与鱼类 Pielou 指数显著负相关（图 4），这与富营养化降低鱼类物种多样性的结论一致[11-12]。此外，不同数据分析方法可能也会影响对水质因子作用显著性的判断。目前多数研究为鱼类群落结构与环境因子的冗余或典范对应分析，而本研究将鱼类物种群落与上述环境因子进行冗余分析，也发现水质指标如叶绿素 *a* 浓度也是影响群落结构的关键因子。

尽管处于中-高富营养化状态下的水质因子在本研究中对鱼类多样性的解释作用相对较弱，但河流形态及沿岸带景观特征对其具有显著影响。例如，已有研究表明，河流水质受近岸带（100 m）景观特征的影响更显著[42,51]，说明景观类型及其空间格局不仅通过直接改变栖息地条件影响鱼类，还可通过影响水质，间接影响鱼类多样性。

3.3 鱼类物种多样性指数与河流物理特征关系

本研究中河流形态特征对鱼类物种多样性的影响显著（图 3），其中蜿蜒度、岸坡类型和河流级数等对鱼类多样性指数的影响尤为突出（图 4）。较高的河流蜿蜒度可形成形态复杂的河段，产生多种水动力单元（如急流、缓流、洄水等），增加栖息地环境异质性，从而支持更多鱼类物种共存[15]。岸坡类型与 Simpson 指数显著相关，可能与岸带植被减少引起部分优势种主导鱼类群落结构有关，其可提高单一物种的优势度[16]。另外，河流级数与 Margalef 指数显著正相关，表明河流等级越高，水系连通性越好、鱼类迁移交流越顺畅，越有利于提高物种丰富度[52]。因此，在鱼类多样性保护与河流生态修复的实践中，应重视河流自然形态的维护与恢复。本研究发现，河流连通性与鱼类多样性指数间的关系不显著，这与该指标是影响鱼类多样性的主要因素的结论不同[53]。这可能与本研究的河流连通性指数是基于评价标准较简单的 RFI 方法[38]，以及主要用于农业灌溉和蓄洪防旱的小型水闸（其余类型河流障碍物相对较少）是引起本研究区内河流连通性变化的主要原因有关。由于未对障碍物参照其生态影响进行详细分类，这可能干扰了本研究中河流连通性对物种多样性指数影响的真实效果分析。后续研究应进一步优化该指标

的评估方法，为实际生态保护提供更全面的参考。

3.4 鱼类物种多样性指数与沿岸带景观特征关系

鱼类多样性与近岸带 100 m 范围内的土地利用类型（建筑和农田）及景观格局（边缘密度和欧氏距离）显著相关（图 4），对鱼类多样性的影响仅次于河流形态特征。景观类型通常用于反映人为干扰强度及栖息地环境质量，其对水生生态系统的影响主要体现为直接的生境丧失与环境压力增强[17,19]。本研究中，河流周边的建筑和农田比例，在一定程度上反映了人类活动对河流潜在影响程度的强弱。本研究中鱼类物种多样性指数随样点周边的建筑面积增加而显著下降。建筑面积增加通常伴随污染输入增加、掩蔽物减少、岸带原有植被破碎化等现象，可显著降低鱼类的物种多样性[18,21,25,39]。而本研究中鱼类的 Pielou 指数等则随农田占比增加而上升，这与普遍认为的农田面积增加对鱼类多样性产生负面影响的观点不同[8,18]。在本研究的区域内，近岸带农田比例较高的区域，可能产生更多的有机碎屑进入水生态系统，为鱼类提供更多的食物资源，促进不同食性鱼类共存与繁育，从而提高物种群落的均匀度[54]。例如，北卡罗来纳州西部河流、密西西比河上游和阿巴拉契亚山麓流域[55-56]的研究也发现鱼类物种多样性与近岸带的农田面积占比显著正相关的结论。然而，随着农田占比进一步升高（>20%），这种促进作用不断减弱，可能因营养盐过量输入造成栖息地类型及数量等下降，使得 Pielou 指数随农田占比增加的变动呈现无律化（图 4）。此外，本研究基于 100 m 近岸带尺度开展分析，该尺度下的水陆相互作用较强[42,51]。在夏季汛期背景下，河流径流增强可能进一步促进水陆连通性与季节性微生境异质性的提升，从而为不同生态位需求的鱼类提供临时性的适宜栖息环境，进而在一定程度上调节群落结构对景观类型的响应。未来研究仍需在不同空间尺度及季节条件下进一步探究农业景观对鱼类物种多样性的影响及其作用机制。

景观格局（如边缘密度和欧氏距离等）指标，侧重反映景观破碎化与生境连通性降低导致的种群扩散受阻、栖息地的地理隔离等间接效应[57-58]。本研究中，鱼类的 Simpson 指数与斑块间欧氏距离显著正相关（图 4），说明景观斑块间隔越大、物种迁移扩散的成本越高、越不利于物种迁移，从而增加优势种对空间和资源的垄断[43]。Margalef 指数侧重反映鱼类的物种丰富度情况，强调稀有种的影响[34]，其与边缘密度显著正相关，说明景观异质性的提升为不同生境需求的鱼类提供适宜的栖息生境，有利于物种数目的增加。但由于鱼类多样性指数与景观格局的研究较少，缺乏相关文献支撑。然而，众多探究河流水质与景观特征关系的研究发现：景观格局对解释水质浓度梯度变异同景观类型一样也具有不可替代的影响[51]。因此，可以合理地推测提高景观异质性和连通性，对于鱼类多样性维护可能具有重要作用。

沿岸带景观类型决定了陆源物质输入、削减强度和岸带植被组成，如高建筑占比导致岸带硬化、岸植减少，从而加速陆源营养物质输入并造成微生境的破坏，进而降低鱼类多样性[17,19]。反之，景观格局的合理配置，如增加斑块多样性和边缘复杂度，则可为鱼类提供多元生境，有利于物种多样性的维持或提升[57,58]。此外，多数研究选择的沿岸带缓冲区宽度多大于 250 m[18,21,25,39]，本研究选用了水陆交互作用更强烈的 100 m 近岸带[42,51]，能够更清晰地了解近岸带景观空间特征对鱼类物种多样性分布格局的影响。另外，本研究结果与关于较窄缓冲区宽度对生物多样性的影响更显著的研究结论一致[20,55]。

4 结论

本研究中不同环境因子对鱼类物种多样性的解释度排序为：河流形态特征 > 景观特征 > 水质。河流形态特征方面，提高河流蜿蜒度能显著提升鱼类的物种多样性，且岸坡植被种类及覆盖度越高，物种多样性水平越高。景观特征方面，建筑面积比例增加会抑制鱼类物种多样性，而农田占比增加则对提升鱼类多样性有利；此外，较高的景观异质性有利于提升鱼类的 Margalef 指数，并且景观分布越均匀，鱼类的 Shannon-Wiener 指数也越高。本研究调查点位多处于中-高富营养化状态，水质因子对鱼类多样性的影响较弱，仅总磷浓度与鱼类 Pielou 指数呈显著负相关。因此，为有效提升巢湖流域合肥境内河流鱼类的物种多样性，建议维护必要的河流蜿蜒度、控制近岸带建筑等硬质地类的比例并适当增加景观斑块的异质性和连通性。

致谢：本研究在数据分析过程中得到了张又和何虎的帮助，在此一并感谢。

5 附录

附表附图见电子版（10.18307/2027.0533）。

6 参考文献

[1] Northcote TG. Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: A “top-down”View. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1988, **45**(2): 361-379. DOI: 10.1139/f88-044.

[2] Naman SM, White SM, Bellmore JR *et al*. Food web perspectives and methods for riverine fish conservation. *WIREs Water*, 2022, **9**(4): e1590. DOI: 10.1002/wat2.1590.

[3] Schiemer F. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, 2000, **422**: 271-278. DOI: 10.1023/A: 1017086703551.

[4] Whitfield AK, Harrison TD. Fishes as indicators of estuarine health. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Amsterdam: Elsevier, 2014 DOI: 10.1016/b978-0-12-409548-9.09062-x.

[5] Anderson SC, Moore JW, McClure MM *et al*. Portfolio conservation of metapopulations under climate change. *Ecological Applications*, 2015, **25**(2): 559-572. DOI: 10.1890/14-0266.1.

[6] Rose KA, Sable S, DeAngelis DL *et al*. Proposed best modeling practices for assessing the effects of ecosystem restoration on fish. *Ecological Modelling*, 2015, **300**: 12-29. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.12.020.

[7] dos Santos FB, Ferreira FC, Esteves KE. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (*Piracicaba* River Basin, Southeast Brazil). *Environmental Biology of Fishes*, 2015, **98**(8): 1895-1912. DOI: 10.1007/s10641-015-0406-4.

[8] Chen K, Olden JD. Threshold responses of riverine fish communities to land use conversion across regions of the world. *Global Change Biology*, 2020, **26**(9): 4952-4965. DOI: 10.1111/gcb.15251.

[9] Smith VH. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnology and Oceanography*, 1982, **27**(6): 1101-1111. DOI: 10.4319/lo.1982.27.6.1101.

[10] Sørensen T, Mulderij G, Søndergaard M *et al*. Winter ecology of shallow lakes: Strongest effect of fish on water clarity at high nutrient levels. *Hydrobiologia*, 2011, **664**(1): 147-162. DOI: 10.1007/s10750-010-0595-y.

[11] Feng K, Deng WB, Zhang YZ *et al*. Eutrophication induces functional homogenization and traits filtering in Chinese lacustrine fish communities. *Science of the Total Environment*, 2023, **857**: 159651. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.159651.

[12] Jönsson M, Ranåker L, Nilsson PA *et al*. Foraging efficiency and prey selectivity in a visual predator: Differential effects of turbid and humic water. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2013, **70**(12): 1685-1690. DOI: 10.1139/cjfas-2013-0150.

[13] Arhonditsis GB, Hoyle JA *et al*. Nutrient management and structural shifts in fish assemblages: Lessons learned from an Area of Concern in Lake Ontario. *Freshwater Biology*, 2019, **64**(5): 967-983. DOI: 10.1111/fwb.13278.

[14] Sato T, Kano Y, Nishi-ku M *et al*. Relationships between fish richness, habitat diversity, and channel parameters in gravel-bed streams in the East Tiaoxi River Basin, China. Melbourne: 11th International Symposium on Ecohydraulics, 2016.

[15] Wang N, Liu SK, Guo XW *et al*. The impact of channel sinuosity and hydrodynamics on fish-habitat suitability in high-gradient meandering rivers. *Ecological Engineering*, 2025, **215**: 107586. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2025.107586.

[16] Nagayama S, Nakamura F. The significance of meandering channel to habitat diversity and fish assemblage: A case study in the Shibetsu River, northern Japan. *Limnology*, 2018, **19**(1): 7-20. DOI: 10.1007/s10201-017-0512-4.

[17] Wang Z, Cao J, Cheng F *et al*. Shoreline hardening affects species composition and condition of larval fishes in the Yangtze River: Implications for conservation and inshore habitat restoration. *Ecohydrology*, 2023, **16**(4): e2528. DOI: 10.1002/eco.2528.

[18] Tian B, Chang SY, Ye SW *et al*. Spatio-temporal dynamics of fish community and influencing factors in an urban river (Haihe river), China. *Sustainability*, 2024, **17**(1): 1-16.

[19] Yang XH, Hu Y, Sun ZH *et al*. Human interventions alter morphodynamics of meandering channels: Insights from decadal to pre-industrial observations in the Yangtze River. *Journal of Hydrology*, 2024, **634**: 131067. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2024.131067.

[20] Pessoa LA, do Couto EV, Pagotto JPA *et al*. Scale effects of riparian forests on fish diversity in streams of the upper Paraná River basin. *Hydrobiologia*,

2025, **852**(1): 221-233. DOI: 10.1007/s10750-024-05699-9.

[21] Qu X, Liu H, Yang M *et al*. Fish community characteristics and driving factors in typical watersheds of Shenzhen under the background of urbanization. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, **42**(24): 10029-10040. DOI: 10.5846 / stxb202106071510. [屈霄, 刘晗, 阳敏等. 城镇化背景下深圳典型流域鱼类群落特征及驱动因子. 生态学报, 2022, **42**(24): 10029-10040.]

[22] Wang QS. Study on ichthyological fauna of Chao Lake. *Journal of Anhui University (Natural Science Edition)*, 1987, **28**(2): 70-78. [王岐山. 巢湖鱼类区系研究. 安徽大学学报(自然科学版), 1987, **28**(2): 70-78.]

[23] Li JW, Wan X, Yao M *et al*. Monitoring and analysis of biodiversity in the Yangtze River Basin of Anhui Province based on eDNA technology. *China Development*, 2025, **25**(4): 26-43. DOI: 10.15885/j.cnki.cn11-4683/z.2025.04.004. [李君威, 万霞, 姚蒙等. 基于 eDNA 技术的安徽省长江流域生物多样性监测与分析. 中国发展, 2025, **25**(4): 26-43.]

[24] Liu Y, Chen K, Cai YJ *et al*. The health assessment of the main rivers in the Chaohu Basin using fish-index of biotic integrity. *Environmental Monitoring in China,* 2018, **34**(6): 73-83. DOI: 10.19316/j.issn.1002-6002.2018.06.08. [刘杨, 陈凯, 蔡永久等. 应用鱼类完整性指数 F-IBI 评价巢湖流域的主要河流健康. 中国环境监测, 2018, **34**(6): 73-83.]

[25] Zhang ZM, Gao JF, Cai YJ. Effects of land use characteristics, physiochemical variables, and river connectivity on fish assemblages in a lowland basin. *Sustainability*, 2023, **15**(22): 15960. DOI: 10.3390/su152215960.

[26] Gao JF, Yan RH, Cai YJ *et al*. Changes in the status of aquatic ecosystems in the Chaohu Lake Basin. *Wetland Science & Management*, 2024, **20**(4): 21-26. [高俊峰, 闫人华, 蔡永久等. 巢湖流域水生态系统状况变化研究. 湿地科学与管理, 2024, **20**(4): 21-26.]

[27] Qian H, Chu L, Zhu R *et al*. Spatial patterns of fish assemblages based on classification strengths in the rivers of Chaohu basin. *Chinese Journal of Ecology*, 2017, **36**(10): 2795-2802. DOI: 10.13292/j.1000-4890.201710.023. [钱红, 储玲, 朱仁等. 基于划分强度的巢湖流域河流鱼类群落的空间格局. 生态学杂志, 2017, **36**(10): 2795-2802.]

[28] Wang YP, Kong XZ, Peng ZL *et al*. Retention of nitrogen and phosphorus in Lake Chaohu, China: Implications for eutrophication management. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, **27**(33): 41488-41502. DOI: 10.1007/s11356-020-10024-7.

[29] Yu JL, Zhen W, Kong LY *et al*. Changes in pelagic fish community composition, abundance, and biomass along a productivity gradient in subtropical lakes. *Water*, 2021, **13**(6): 858. DOI: 10.3390/w13060858.

[30] Liang YY, Lu WX, Yang K *et al*. The community structure and diversity of fish in the Chaohu Lake. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2022, **31**(6): 1445-1456. DOI: 10.12024/jsou.20211003589. [梁阳阳, 卢文轩, 杨坤等. 巢湖鱼类群落结构及多样性. 上海海洋大学学报, 2022, **31**(6): 1445-1456.]

[31]成庆泰. 中国鱼类系统检索. 北京: 科学出版社, 1987.

[32] Froese R, Pauly D. FishBase[DB/OL]. (2025)[2025-10-30].

[33] Lauridsen TL, Landkildehus F, Jeppesen E *et al*. A comparison of methods for calculating Catch Per Unit Effort (CPUE) of gill net catches in lakes. *Fisheries Research*, 2008, **93**(1/2): 204-211. DOI: 10.1016/j.fishres.2008.04.007.

[34] Gates CE, Ludwig JA, Reynolds JF *et al*. Statistical ecology, a primer on methods and computing. *The Journal of Wildlife Management*, 1990, **54**(1): 197. DOI: 10.2307/3808926.

[35] 国家环保局本书编委会. 水和废水监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[36] Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos*, *Transactions American Geophysical Union*, 1957, **38**(6): 913-920. DOI: 10.1029/TR038i006p00913.

[37] Zheng BH, Zhang Y, Li YB. Study of indicators and methods for river habit at assessment of Liao River Basin. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007,**27**(6): 928-936. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2007.06.006. [郑丙辉, 张远, 李英博. 辽河流域河流栖息地评价指标与评价方法研究. 环境科学学报, 2007, **27**(6): 928-936.]

[38] 刘宏高, 汪红军, 李亦琪等. 树状河流纵向连通性评价方法与应用. 南京: 中国水利学术大会, 2025.

[39] Qiao JL, Li PW, Li Q *et al*. Effects of land use on the β-diversity of fish assemblages in subtropical headwater streams, China. *Ecology of Freshwater Fish*, 2022, **31**(3): 583-595. DOI: 10.1111/eff.12653.

[40] Mensing DM, Galatowitsch SM, Tester JR. Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. *Journal of Environmental Management*, 1998, **53**(4): 349-377. DOI: 10.1006/jema.1998.0215.

[41] Cruz BB, Miranda LE, Cetra M. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern

Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 2013, **22**(4): 607-616. DOI: 10.1111/eff.12065.

[42] Gu Y, Zhang PJ, Qin FY *et al*. Impact of the evolution of watershed landscape pattern on river water quality – The example of the Nanfei River, Lake Chaohu Basin. *J Lake Sci*, 2024, **36**(6): 1769-1781. DOI: 10.18307/2024.0624. [顾洋, 张平究, 秦风约等. 流域景观格局演变对河流水质的影响—以巢湖流域南淝河为例. 湖泊科学, 2024, **36**(6): 1769-1781.]

[43] 傅伯杰. 中国生态区划研究. 北京: 科学出版社, 2013.

[44] Robinson A. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology. *Journal of the Royal Statistical Society Series a*: *Statistics in Society*, 2007, **170**(3): 856. DOI: 10.1111/j.1467-985X.2007.00485_5.x.

[45] Zuur AF, Ieno EN, Elphick CS. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 2010, **1**(1): 3-14. DOI: 10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x.

[46] Wang T, Song FJ, Zhang YS *et al*. Fish diversity and resource status in interior drainage systems of Hexi Corridor. *Biodiversity Science*, 2025, **33**(4): 121-133. DOI: 10.17520/biods.2024387. [王太, 宋福俊, 张永胜等. 河西走廊内陆河水系鱼类多样性及资源现状. 生物多样性, 2025, **33**(4): 121-133.]

[47] Yang J, Yan D, Yang QJ *et al*. Fish species composition, distribution and community structure in the Fuhe River Basin, Jiangxi Province, China. *Global Ecology and Conservation*, 2021, **27**: e01559. DOI: 10.1016/j.gecco.2021.e01559.

[48] Shi RJ, Tang LH, Gao GD *et al*. Analysis on the relationship between fish diversity and watershed features in the Yangtze River Basin. *Journal of Tsinghua University (Science and Technology)*, 2018, **58**(7): 651-657. DOI: 10.16511/j.cnki.qhdxxb.2018.22.033. [石睿杰, 唐莉华, 高广东等. 长江流域鱼类多样性与流域特性关系分析. 清华大学学报(自然科学版), 2018, **58**(7): 651-657.]

[49] Guan XY, Yan HL, Yin ZL *et al*. Preliminary exploration on influencing factors of fish diversity in mountain rivers of Guizhou Province based on environmental DNA technology. *J Lake Sci*, 2025, **37**(4): 1128-1145. DOI: 10.18307/J.2025.0412. [关晓玉, 严晗璐, 尹智力等. 基于环境 DNA 技术的贵州山区河流鱼类多样性影响因素初步探究. 湖泊科学, 2025, **37**(4): 1128-1145.]

[50] Zhang Y, Wang XN, Ding HY *et al*. Threshold responses in the taxonomic and functional structure of fish assemblages to land use and water quality: A case study from the taizi river. *Water*, 2019, **11**(4): 661. DOI: 10.3390/w11040661.

[51] Wen JW, Wang P, Huang GX *et al*. Influence of land use structure and spatial pattern on water quality of small and medium-sized rivers in Poyang Lake Basin. *Environmental Science*, 2023, **44**(12): 6728-6743. DOI: 10.13227/j.hjkx.202212093. [温嘉伟, 王鹏, 黄高翔等. 土地利用结构与空间格局对鄱阳湖流域中小河流水质的影响. 环境科学, 2023, **44**(12): 6728-6743.]

[52] Chong XY, Song BZ, Liang S *et al*. Effects of river order on fish community structure and environmental factors in Taizi River. *Journal of Hydroecology*, 2022, **43**(2): 86-94. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202011020314. [崇祥玉, 宋碧曾, 梁珊等. 太子河河流等级对鱼类群落结构及环境因子的影响. 水生态学杂志, 2022, **43**(2): 86-94.]

[53] Shao XJ, Fang Y, Jawitz JW *et al*. River network connectivity and fish diversity. *Science of the Total Environment*, 2019, **689**: 21-30. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.340.

[54] Carpenter SR, Kitchell JF, Hodgson JR. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 1985, **35**(10): 634-639. DOI: 10.2307/1309989.

[55] Harding JS, Benfield EF, Bolstad PV *et al*. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1998, **95**(25): 14843-14847. DOI: 10.1073/pnas.95.25.14843.

[56] Thornbrugh D, Infante D, Tsang Y. Regional trends of biodiversity indices in the temperate mesic United States: Testing for influences of anthropogenic land use on stream fish while controlling for natural landscape variables. *Water*, 2023, **15**(8): 1591. DOI: 10.3390/w15081591.

[57] de Barros Moreira Beltrão G, Medeiros ESF, da Costa Ramos RT. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. *Biota Neotropica*, 2009, **9**(4): 37-43. DOI: 10.1590/s1676-06032009000400003.

[58] Dala-Corte RB, Giam X, Olden JD *et al*. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology*, 2016, **61**(11): 1921-1934. DOI: 10.1111/fwb.12825.

附表 I 研究区调查点位的水质、河流形态和景观特征

Attachted Tab.I Water quality, river morphology, and landscape characteristics of river sampling sites in the study

环境因子	指标	均值（Mean）	标准差（SD）	变异系数（CV）	最大值（Max）	最小值（Min）	组内方差膨胀因子（VIF）
水质	总氮 (TN, mg/L)	2.3	1.2	52.9	6.0	0.7	1.90
	总磷 (TP, mg/L)	0.14	0.08	54.1	0.43	0.06	5.88
	叶绿素 *a* (Chl*a*, μg/L)	61.6	70.1	113.7	342.2	3.9	3.60
	总悬浮物 (TSS, mg/L)	32.1	17.3	53.8	84.0	11.6	1.35
河流形态特征	蜿蜒度 (Sinu)	1.2	0.1	11.8	1.4	1.0	1.26
	比降 (Grad)	1.9	2.5	131.1	14.1	0.1	1.08
	岸坡类型 (Type)	12.6	7.8	61.8	20.0	1.0	1.15
	河流级数 (Rank)	2.0	1.0	35.8	3.0	1.0	1.06
	河宽 (Width, m)	32.3	24.7	76.5	150.0	10.0	1.16
	水系连通性 (Conn)	1.5	1.6	108.7	7.0	0.0	1.07
景观特征	景观类型 建筑 (Built, %)	28.7	25.7	89.5	98.3	0.3	14.46
	景观类型 农田 (Crop, %)	38.8	24.4	62.8	83.0	0.9	10.75
	景观类型 林地 (Tree, %)	14.9	11.8	79.5	55.2	0.2	2.97
	景观类型 草地 (Grass, %)	11.3	8.3	73.4	30.0	0	3.31
	斑块密度 (PD, ind/km^2)	82.1	29.6	36.1	137.8	17.5	5.38
	景观格局 边缘密度 (ED, m/km^2)	109.1	33.9	31.1	177.5	9.2	8.11
	景观格局 欧氏距离 (ENN, m)	86.7	53.0	61.1	336.7	24.9	1.29
	景观格局 聚散度 (IJI)	75.3	11.5	15.3	94.3	50.6	2.69
	景观格局 景观香农多样性 (SHDI)	1.1	0.3	28.0	1.7	0.1	5.22

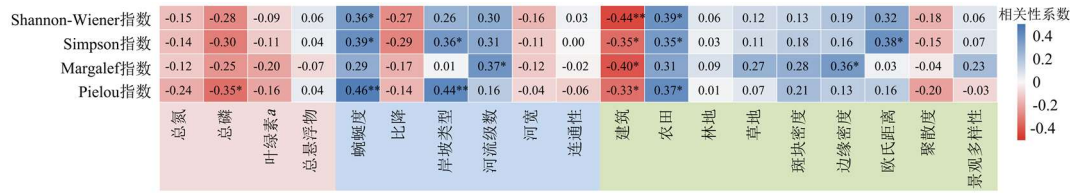
注：*VIF* 按环境因子类别分别计算（水质、河流形态和景观因子），用于检验各类别内变量间的多重共线性。

Notes: *VIF* was calculated separately by environmental variable categories (water quality, river morphology, and landscape variables) to assess multicollinearity within each group.

附表 II 鱼类物种多样性与环境因子关系的广义线性模型结果

Attachted Tab.II Generalized linear models results for the relationships between fish species diversity and environmental variables

指数	环境因子	线性关系	斜率	截距	R^2_{adj}	*P*	*AICc*
Shannon-Wiener 指数	蜿蜒度	对数	1.64	1.18	0.11	0.031	52.65
	建筑	简单线性	-0.01	1.67	0.20	0.004	48.72
	农田	对数	0.25	0.56	0.23	0.002	47.41
Simpson 指数	岸坡类型	对数	0.09	0.44	0.18	0.006	-13.33
	蜿蜒度	对数	0.62	0.56	0.09	0.048	-9.51
	建筑	简单线性	-0.004	0.75	0.19	0.005	-13.67
	农田	对数	0.10	0.30	0.23	0.002	-15.35
	欧氏距离	对数	0.21	-0.29	0.22	0.003	-15.12
Margalef 指数	河流级数	简单线性	0.74	0.74	0.14	0.016	116.54
	建筑	简单线性	-0.02	2.75	0.12	0.023	117.21
	边缘密度	简单线性	0.01	0.61	0.12	0.023	117.27
Pielou 指数	总磷	对数	-0.14	0.39	0.09	0.049	-19.86
	蜿蜒度	对数	0.61	0.59	0.13	0.021	-21.42
	岸坡类型	对数	0.08	0.49	0.20	0.004	-24.60
	建筑	简单线性	-0.003	0.75	0.15	0.012	-22.57
	农田	对数	0.08	0.41	0.17	0.009	-23.11



附图 I 鱼类物种多样性指数与环境因子相关性热力图（* $P < 0.05$、** $P < 0.01$）

Attachted Fig.I Correlation heatmap between fish species diversity indices and environmental factors (*$P < 0.05$, **$P < 0.01$)