

# 城市公园水体富营养化状态评估指标体系构建及应用研究——以上海为例

## Construction and Application of an Evaluation Index System for the Eutrophication Status of Urban Park Water: A Case Study of Shanghai

张嘉慧<sup>1</sup> 于 淼<sup>1</sup> 朱 义<sup>2</sup> 王 莹<sup>2</sup> 潘 赟<sup>1\*</sup>  
ZHANG Jiahui<sup>1</sup> YU Miao<sup>1</sup> ZHU Yi<sup>2</sup> WANG Ying<sup>2</sup> PAN Yun<sup>1\*</sup>

(1.上海大学环境与化学工程学院, 上海 200444; 2.上海市园林科学规划研究院, 城市困难立地生态园林国家林业和草原局重点实验室, 国家林业和草原局城市困难立地绿化造林国家创新联盟, 上海城市困难立地绿化工程技术研究中心, 上海 200232)

(1. School of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University, Shanghai, China, 200444; 2. Shanghai Academy of Landscape Architecture Science and Planning, Key Laboratory of National Forestry and Grassland Administration on Ecological Landscaping of Challenging Urban Sites, National Innovation Alliance of National Forestry and Grassland Administration on Afforestation and Landscaping of Challenging Urban Sites, Shanghai Engineering Research Center of Landscaping on Challenging Urban Sites, Shanghai, China, 200232)

文章编号: 1000-0283(2026)01-0098-10

DOI: 10.12193/j.laing.20250423001

中图分类号: TU986

文献标志码: A

收稿日期: 2025-04-23

修回日期: 2025-06-20

### 摘 要

为评估城市公园小微水体的富营养化状况, 构建由15项代表性指标组成的综合评价体系, 涵盖水质理化指标、光学响应参数与营养因子等, 并选取上海市25座城市公园的水体为样本, 开展实证研究。采用单因子指数评价法识别主要限制因子, 结合综合营养状态指数法(TLI)评估水体营养等级, 并运用主成分分析(PCA)提取关键污染结构, 计算综合得分。结果表明, 所构建的指标体系具备良好的实际可操作性, 适用于城市小微水体的常规评估。多数水体处于中营养—轻度富营养状态, 社区公园波动性最大, 总氮(TN)为主要限制因子。TLI与PCA结果高度一致, 进一步验证了该指标体系的科学性与诊断能力。旨在可城市小微水体营养状态诊断、分区治理与修复优先级制定提供理论支撑。

### 关键词

城市公园水体; 评价指标体系; 综合营养状态指数; 主成分分析; 营养等级

### Abstract

To evaluate the eutrophication status of water bodies in small urban parks, this study established a comprehensive evaluation system comprising 15 representative indicators, including physicochemical parameters, optical response variables, and nutrient-related factors. An empirical analysis was conducted on 25 urban park water bodies in Shanghai. The single-factor index method was employed to identify primary limiting factors, the trophic level index (TLI) was used to determine nutrient status, and principal component analysis (PCA) was applied to extract key pollution structures and calculate composite scores. The results indicate that the proposed indicator system demonstrates good applicability in the routine assessment of small urban water bodies. Most water bodies were found to be in mesotrophic to mildly eutrophic states, with community parks showing the greatest variability. Total nitrogen (TN) emerged as the primary limiting factor. The consistency between TLI and PCA results further confirms the system's scientific validity and diagnostic capability. The findings offer a scientific basis for classifying eutrophication levels in small urban water bodies and developing targeted management and restoration strategies.

### Keywords

urban park water; evaluation index system; trophic level index; principal component analysis; trophic status

### 张嘉慧

2001年生/女/山东德州人/在读本科生/研究方向为湖泊生态监测与修复

### 于 淼

2000年生/男/黑龙江齐齐哈尔人/在读硕士研究生/研究方向为城市水体生态监测与修复

### 潘 赟

1981年生/女/浙江新昌人/博士/高级实验师/研究方向为水环境质量诊断与污染控制

\*通信作者 (Author for correspondence)

E-mail: panyun@shu.edu.cn

### 基金项目:

国家科技重大专项(民口)项目“上海典型城市公园水生态健康诊断方法探索”(编号: 202202090); 上海市科学技术委员会“科技创新行动计划”社会发展科技攻关项目“公园绿地生物多样性及生态服务功能提升关键技术研究示范”(编号: 22dz1202100)

随着城市化与生态文明建设推进,城市公园水体在空间营造、生态调节与人文表达中的作用日益凸显<sup>[1-2]</sup>。然而,多数城市公园水体为封闭或缓流型小微水体,水动力不足,受地表径流、大气沉降和落叶腐殖等外源输入影响,普遍存在富营养化问题,制约其生态功能恢复<sup>[3-4]</sup>。现行评价多依据《地表水环境质量标准》(GB3838-2002),关注总氮(TN)、总磷(TP)、化学需氧量(COD)等理化参数的达标率,侧重于“是否清洁”而非“是否健康”,更适用于功能性水体或饮用水源地,难以反映封闭型小微水体中营养负荷与生态响应的真实关联,亦缺乏适用于城市景观水体的系统性评估体系<sup>[4-6]</sup>。

生态健康水体应具备结构完整性、功能稳定性和系统恢复力,评价体系需兼顾水体理化状态、生物适宜性以及生态服务能力<sup>[7]</sup>。在封闭型小微水体中,光照条件与水体结构是影响富营养化进程及生态修复潜力的关键要素。研究表明,透明度(SD)、光衰减系数(Kd)和有色可溶性有机物(CDOM)是沉水植物恢复的重要参数<sup>[8]</sup>。CDOM影响水体透光性,其浓度决定光合植物的分布与恢复区间<sup>[9]</sup>。湖泊面积、水深与结构异质性等地理属性亦深刻影响水体营养状态与生态演变<sup>[10]</sup>。

已有研究初步探讨了上海城市公园水体的生态状态。王寿兵等<sup>[11]</sup>对7座人工湖泊的浮游植物进行调查,指出多数水体处于富营养化水平,蓝藻为优势种群。程婧蕾等<sup>[12]</sup>通过营养状态指数与浮游植物群落分析,发现多数公园水体夏季处于中度至重度富营养状态。赵坤等<sup>[13]</sup>以浮游动物为核心,将普通综合性公园与4A级公园进行生态结构比较,揭示出水生态系统在不同管理强度下的显著分化特征。总体而言,现有研究多依赖浮游生

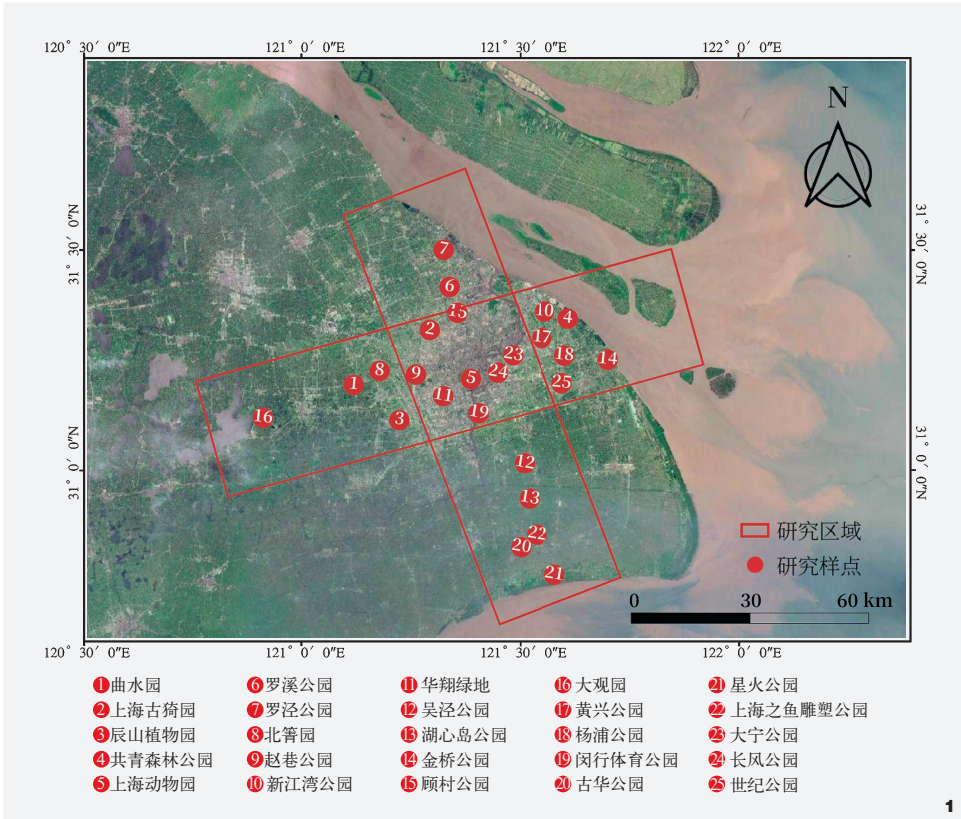


图1 研究样点空间分布图  
Fig. 1 Spatial distribution of the study area

物群落响应来反映水体的营养状态与污染水平。虽具生态敏感性,但对分类精度与样本采集要求较高,难以满足小微水体常规评估和快速诊断的需求。

为提升城市小微水体营养状态评估的实用性与可推广性,本研究从指标体系构建角度切入,旨在实现指标筛选、主导因子识别与修复优先级划分的有机融合。以上海市25座典型城市公园的水体为研究对象,构建涵盖水质理化特征、光学响应属性与营养因子等方面15项指标的评价指标体系,力求在科学性与实际可操作性之间取得平衡。通过单因子评价、营养状态指数(TLI)与主成分分析(PCA)等方法开展多维分析,旨在解答以下核心问题:(1)该指标体系在城市小微水

体中的适用性;(2)上海城市景观水体的富营养化状况;(3)基于评价结果的修复优先级划分与管理启示。

## 1 研究区域与数据采集

### 1.1 研究区域概况

本研究选取上海市25座典型城市公园的水体作为研究对象,覆盖中心城区、近郊新区及城乡结合部等不同区位。样点沿南北—东西向样带均匀布设,具有代表性,可反映不同发展阶段与功能定位下的水体特征(图1)。研究对象涵盖历史名园2座(点1-2)、专类公园3座(点3-5)、社区公园9座(点6-14)及综合性公园11座(点15-25),兼具景观、休闲、生态和调蓄等功能,整体反映出封闭型

城市小微水体的结构特征与生态压力。

1.2 数据来源与采集方法

在2021年7-9月主生长季，对上海25座典型城市公园开展了现场踏勘与水质采样。共设立46处采样点，详见表1。布设方案综合考虑水体面积、封闭性、水动力与岸线形态，参照《GB/T 14581-1993 水质 湖泊和水库采样技术指导》，采用差异化策略。面积较小、封闭性强的静水型湖泊（序号1-11），空间差异有限，仅设湖心采样点；半封闭水体（序号12-31）在入水口、出水口与湖心布设2~3处采样点。游船码头等人为干扰强的区

域优先布点，以增强水质差异识别能力。对内部包含多个独立封闭小水体的公园（序号32-46），于各子水体中心布设一处采样点，共4处采样点。所有采样点均布设于水体开阔区域，距驳岸约2 m，避开浮游植物堆积区及岸线杂物集中带。采样深度统一为水面下0.5 m，水深不足1 m时取1/2水深处。采样时间安排在晴天上午9:00-11:00，避开极端天气干扰。

每处采样点使用传统直立式采水器采集5份500 ml水样（含2份平行样），共计230份。样品用黑色聚乙烯瓶盛装，现场采集并密封保存，送至实验室检测分析。部分参数现场

同步测定并核验。采样点统一编号定位，便于溯源与复测。

2 评价指标体系与分析方法

2.1 评价指标体系构建

综合国内外研究中常见的pH<sup>[14-15]</sup>、温度<sup>[14]</sup>、溶解氧(DO)<sup>[16-17]</sup>、悬浮物(SS)<sup>[16,18]</sup>、TN<sup>[14]</sup>、氨氮<sup>[19]</sup>、TP<sup>[14,19]</sup>等指标，《地表水和污水检测技术规范》(HJ/T 91-2002)、《上海市黑臭/劣V类水体治理技术指南》等相关技术规范，以及朱义等<sup>[20]</sup>提出的“水环境—水生态—水景观”三维评价体系，并考虑本研究区域测量条件与代表性，最终确定15项城

表1 城市公园水体的采样点分布信息  
Tab. 1 Sampling point distribution in urban park water

序号 No.	采样点编号 Sampling point ID	公园名称 Park name	采样点 Sampling location	序号 No.	采样点编号 Sampling point ID	公园名称 Park name	采样点 Sampling location
1	DGY1	大观园	湖中央	24	CF1	长风公园	游船码头
2	HX1	黄兴公园	湖中央	25	CF2		湖中央
3	YP1	杨浦公园	湖中央	26	LG1	罗泾公园	湖中央
4	BJY1	北箐园	湖中央	27	LG2		入水口
5	XJW1	新江湾城公园	湖中央	28	LX1	罗溪公园	湖中央
6	HXD1	湖心岛公园	湖中央	29	LX2		入水口
7	HXLD1	华翔绿地	湖中央	30	ZX1	赵巷公园	入水口
8	XH1	星火公园	湖中央	31	ZX2		出水口
9	SHZY1	上海之鱼雕塑公园	湖中央	32	GY1	古猗园	鸳鸯湖中央
10	WJ1	吴泾公园	湖中央	33	GY2		龟山湖中央
11	JQ1	金桥公园	湖中央	34	GY3		瘦影碎月轩附近湖中央
12	DWY1	上海动物园	入水口	35	GY4		戏鹅池中央
13	DWY2		湖中央	36	QSY1	曲水园	荷花池中央
14	DWY3		出水口	37	QSY2		睡莲池中央
15	CSZW1	辰山植物园	入水口	38	GH1	古华公园	西湖中央
16	CSZW2		湖中央	39	GH2		东湖中央
17	CSZW3		出水口	40	GQSL1	共青森林公园	跑马场附近
18	GC1	顾村公园	出水口	41	GQSL2		绿茵茶室附近湖中央
19	GC2		入水口	42	GQSL3		鸿庄茶室附近湖中央
20	GC3	闵行体育公园	湖中央	43	DN1	大宁公园	白沙滩附近湖中央
21	MHTY1		游船码头	44	DN2		莲花池
22	MHTY2		湖中央	45	SJ1	世纪公园	鸟类保护区附近湖中央
23	MHTY3		出水口	46	SJ2		镜天湖中央

市小微水体营养状况评价指标 (表 2)。本评价体系涵盖水质理化指标 (pH、温度、DO、水深、SS)、光学属性 (SD、浊度、Kd、CDOM)、营养因子 (TN、TP、chl-a)，以及生态结构类辅助指标 (水面植物覆盖率、驳岸自然化率、纵向连通性)。其中，氨氮虽常用于水质评价，但易受氨气干扰，且在本研究区域代表性较弱。故本研究以 TN 作为营养状态的代表性指标，以提升数据稳定性与适应性。生态结构类指标虽为定性观察，仍可辅助解释富营养化成因。

表2 城市小微水体营养状况评价指标体系  
Tab. 2 Indicator system for trophic status assessment of urban small water bodies

序号 No.	指标 Indicator	测定方法 Measurement method
1	透明度 (SD)	Secchi 盘
2	浊度	浊度仪
3	光衰减系数 (Kd)	光量子仪搭配 LI-COR192 探头
4	pH	pH 计
5	温度	溶解氧仪
6	溶解氧 (DO)	溶解氧仪
7	水深	测深锤与测深绳
8	有色溶解性有机物 (CDOM)	可见分光光度计
9	悬浮物 (SS)	重量法
10	总氮 (TN)	总氮测定仪
11	总磷 (TP)	总磷测定仪
12	叶绿素 a (chl-a)	可见分光光度计
13	水面植物覆盖率	现场观测
14	驳岸自然化率	现场观测
15	纵向连通性	现场观测

2.2 单因子指数评价法

单因子指数评价法采取一票否决的原则，将各项参评指标与评价标准值一一对比，将最差的水质指标作为该水体的水质评价结果，如有一项指标超出评价标准，则视为该水体未达到标准<sup>[21-22]</sup>。DO 的单因子指数计算见公式 (1) (2)。

当 $C_{DO,j} \geq C_{DO,s}$ 时,  $S_{DO,j} = (C_{DO,f} - C_{DO,j}) / (C_{DO,f} - C_{DO,s})$  (1)

当 $C_{DO,j} < C_{DO,s}$ 时,  $S_{DO,j} = 10 - 9 \times C_{DO,j} / C_{DO,s}$  (2)

式中,  $S_{DO,j}$  为 DO 在  $j$  点的标准指数,  $C_{DO,j}$  为 DO 在  $j$  点的浓度 (mg/L);  $C_{DO,f}$  为饱和溶解氧浓度 (mg/L), 按公式 (3) 计算, 式中  $T$  为水温 ( $^{\circ}\text{C}$ );  $C_{DO,s}$  为 DO 地表水水质标准 (mg/L)。

$C_{DO,f} = 468 / (31.6 + T)$  (3)

其他单项水质参数  $i$  在  $j$  点的标准指数的计算见公式 (4)。

$S_{ij} = C_{ij} / C_{s,i}$  (4)

式中,  $S_{ij}$  为单项水质参数  $i$  在  $j$  点的标准指数,  $C_{ij}$  为水质参数  $i$  在  $j$  点的浓度 (mg/L),  $C_{s,i}$  为水质参数  $i$  的地表水水质标准值 (mg/L)。

2.3 综合营养状态指数法

结合中国的实际水质情况，以金相灿等著《中国湖泊环境》<sup>[23]</sup> 的参数为依据，最终采用 TLI 法对水质进行分析。通过与湖泊营养状态有关的一系列指标及指标间的相互关系，对湖泊的营养状态作出准确的判断。综合营养状态指数计算见公式 (5)。

$T(\sum) = \sum_{i=1}^m W_i \cdot T(i)$  (5)

式中,  $T(\sum)$  为综合 TLI 值,  $T(i)$  为第  $i$  种参数的 TLI 值,  $W_i$  为第  $i$  种参数的 TLI 的相关权重,  $m$  为评价参数的个数。

以叶绿素 a (chl-a) 作为基准参数，则第  $i$  种参数的归一化的相关权重计算见公式 (6)。

$W_i = \frac{r_i^2}{\sum_{i=1}^m r_i^2}$  (6)

式中,  $r_i$  为第  $i$  种参数与基准参数 chl-a 的相关系数,  $m$  为评价参数的个数。中国湖泊的 chl-a 与其他参数之间的相关关系  $r_i$  及  $r_i^2$  见表 3。

表3 中国湖泊部分参数与 chl-a 的相关关系  
Tab. 3 Correlation between some lake parameters and chl-a in China

参数 Parameter	叶绿素 a chl-a	总磷 TP	总氮 TN	透明度 SD
$r_i$	1	0.84	0.82	-0.83
$r_i^2$	1	0.7056	0.6725	0.6889

各项指标所对应 TLI 的计算见公式 (7) - (10)。

$T_{chl-a} = 10 (2.5 + 1.086 \ln C_{chl-a})$  (7)

$T_{TP} = 10 (9.436 + 1.625 \ln C_{TP})$  (8)

$T_{TN} = 10 (5.453 + 1.694 \ln C_{TN})$  (9)

$T_{SD} = 10 (5.118 - 1.94 \ln D_s)$  (10)

式中,  $C_{chl-a}$  为 chl-a 浓度;  $C_{TP}$  为 TP 浓度;  $C_{TN}$  为 TN 浓度;  $D_s$  为 Secchi 深度。综合营养状态分级标准见表 4。

2.4 主成分分析法

PCA 法是一种常用的降维与特征提取方法，能够在尽可能少损失



表4 分级标准表  
Tab. 4 Grading standards

营养状态分级 Trophic status	综合营养状态指数平均值 Mean comprehensive TLI value
贫营养	$0 < T(\Sigma) \leq 30$
中营养	$30 < T(\Sigma) \leq 50$
轻度富营养	$50 < T(\Sigma) \leq 60$
中度富营养	$60 < T(\Sigma) \leq 70$
重度富营养	$70 < T(\Sigma)$

信息的前提下，将多个相关变量转化为少数几个相互独立的综合因子，从而实现对多维数据的简化与聚合<sup>[17,21-22,24]</sup>。

2.5 数据处理

为确保不同量纲指标之间的可比性，本研究在进行PCA分析与综合评分前，采用

IBM SPSS Statistics 26对原始数据进行了Z-score标准化处理。统计分析中各变量间的结构性关系与主因子提取均在SPSS中完成。

3 结果分析

3.1 城市公园水体理化特征

本研究统计分析了25座城市公园的水体

中46个样点的水深、温度、pH、DO和SS共5项理化指标，探究典型城市景观水体的理化特征与类型异质性（图2）。

多数样点水深集中在1~2 m，仅辰山植物园东湖水深超过5 m，表明城市公园水体普遍呈“浅、封闭”的结构特征。水温在25~28℃，pH值多处于7~9，整体适宜水生植物代谢与浮游生物繁殖。DO值波动明显（2~13 mg/L），反映出不同水体在水力条件、植物覆盖及污染负荷等方面的差异。如共青森林公园（GQSL2）与闵行体育公园（MHTY1、2、3）DO值达到Ⅰ类水标准，其沉水植物覆盖率均高达80%，岸线自然化率超90%，可能与DO水平高存在相关性。SS浓度为7~20 mg/L，类型间差异显著。典型高SS样点如共青森林

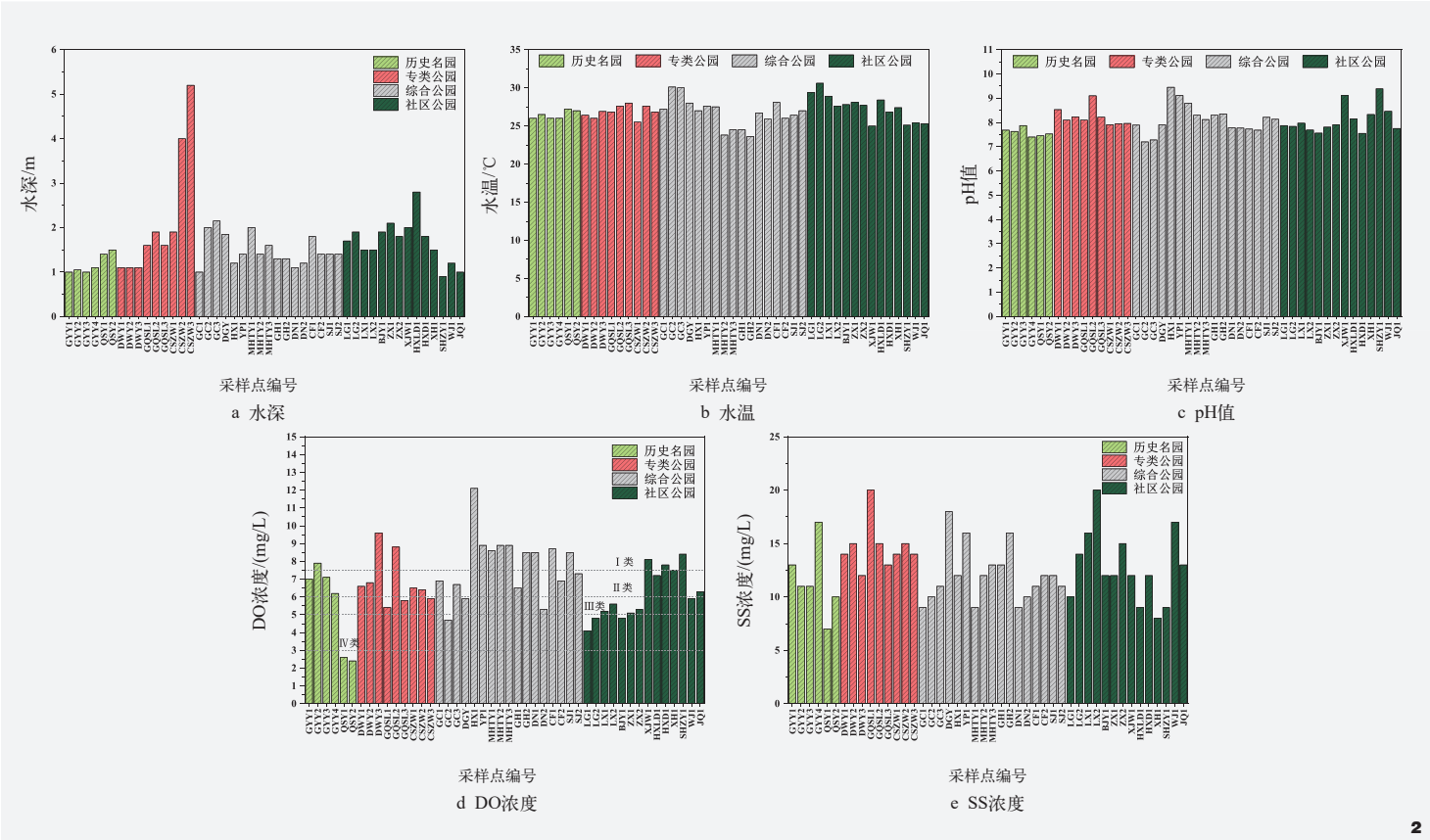


图2 城市公园水质理化指标  
Fig. 2 Physicochemical water quality indicators of urban parks

公园跑马场区域(GQSL1)与罗溪公园入水口(LX2),前者虽沉水植物丰富,但因人为活动(跑马场马匹排泄)导致水体浑浊,生态系统稳定性受限;后者则因缺乏岸线植被和水质净化设施,存在明显的外源污染累积与岸坡冲刷问题。

综上,城市公园水体理化特征呈显著空间异质性,受水体形态、生态干预与岸带结构等多因素叠加影响,突显构建多指标评价体系以识别污染特征与生态成因的必要性。

### 3.2 水体光学属性特征

为评估光学属性在城市小微水体营养诊断中的适用性,本研究选取SD、浊度、Kd及CDOM共4项指标,分析其分布特征与生态指示价值(图3)。

结果显示,光学指标在不同类型公园中差异显著。综合公园与社区公园SD值偏低,浊度与Kd值较高,反映水体颗粒负荷大、光环境恶化。赵巷公园(ZX1、2)SD值仅为15 cm,浊度分别高达472 NTU和56.7 NTU,表明水体结构紊乱、颗粒扰动频繁。历史名园如古猗园(GY1、2、3、4)SD普遍超过80 cm,浊度在5~8 NTU,水下光气候稳定,有利于维持沉水植物覆盖率。

光学参数与水下光合环境及植物生境高度耦合,具有重要生态指示意义。研究表明,透明度是区分“草型”健康水体与“藻型”退化水体的关键阈值因子,透明度降低、真光层变浅时,沉水植物退化,藻类迅速扩张,系统易趋向富营养化的不稳定状态<sup>[7]</sup>。张运林等<sup>[6]</sup>指出,透明度下降比辐射减弱更显著地限制了光合有效辐射(PAR)在真光层的可达深度,进而抑制初级生产力与沉水植物稳定性。在本研究区域内,CDOM吸收系数a(350)在各样点均处于1.459~3.463 m<sup>-1</sup>

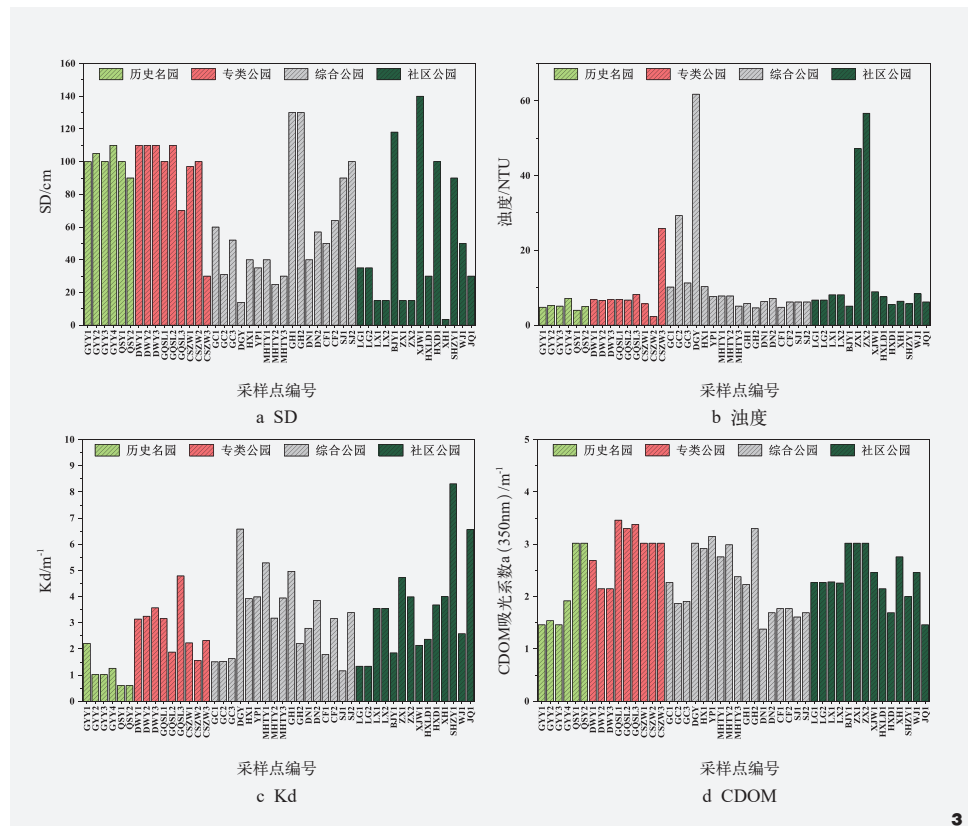


图3 城市公园水体光学指标  
Fig. 3 Optical properties of urban park water

范围,均未超过张运林等<sup>[25]</sup>依据《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)提出的IV类水参考限值5 m<sup>-1</sup>,表明尚无明显有色有机物污染,但其空间分布与浊度、Kd趋势基本一致。CDOM作为溶解性有机物中具发色团组分的代表性因子,浓度升高将增强对紫外与可见光的吸收,加剧“水下变暗”效应,压缩沉水植物可生存的真光层厚度,限制光合潜力与生态修复深度<sup>[25-28]</sup>。沉水植物恢复常依赖透明水层与适宜光照,而CDOM恰恰是影响水体透光性与植物定植深度的核心干扰因子。

总体而言,光学参数可有效反映扰动强度、藻类状态与光照适宜性,既是本研究多指标体系的核心内容,也为沉水植物恢复与功能区划提供物理边界依据。

### 3.3 主要污染因子识别

图4展示了各点TN和TP浓度及对应的单因子污染指数。以V类水标准,TN达标点比例仅为59.7%;若按IV类水标准,达标率仅37.0%(图4-a)。专类公园与社区公园多点超过V类水限值(2.0 mg/L)。辰山植物园三处样点(CSZW1、2、3)TN浓度均超过3 mg/L,为本研究中TN浓度最高。罗泾公园(LG1、2)、罗溪公园(LX1、2)、北菁园(BJY1)和赵巷公园(ZX1、2)等点位TN浓度亦大幅超标,表现出典型的氮素富集特征。这种趋势在其他城市封闭水体中亦屡见报道。已有研究指出,氮素常通过生活面源、落叶腐殖、地表径流及大气沉降等途径进入水体,尤其在水动力交换弱的封闭型小微水体中,氮素难以被有效

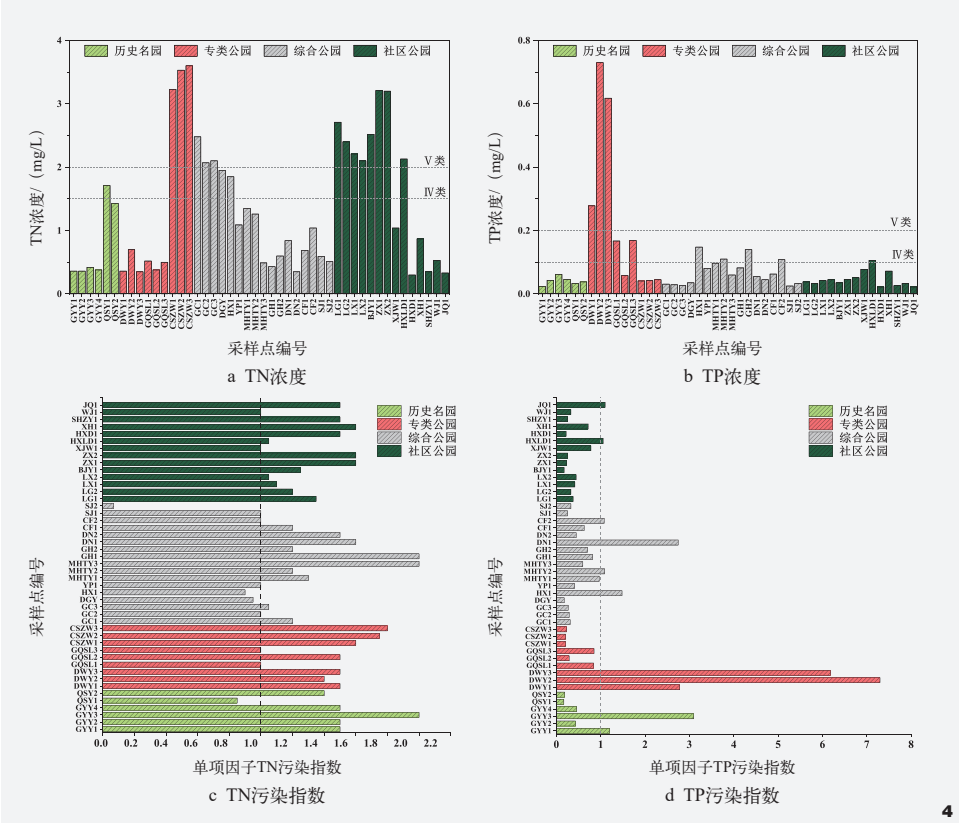


图4 主要污染因子及其单因子评价指数  
Fig. 4 Major pollutants and their single-factor evaluation indices

稀释或转化，易造成富集<sup>[4,29]</sup>。如辰山植物园东湖透明度低、水深且底泥富积；赵巷公园水体混浊、浮游植物聚集，岸带稀疏；罗泾公园虽曾清淤，但近期无净化系统运行，可能存在内源反弹。TP方面（图4-b），总体浓度偏低，达标情况良好，仅上海动物园三点（DWY1、2、3）明显超标。底泥氧化还原电位低（-162 mV）表明处于强还原状态，具备显著的内源磷释放风险。该水体自2019年整治后维护滞后，亦为TP异常重要原因。

为进一步识别营养压力来源，本研究采用单因子评价法对46个样点的TN与TP浓度进行分项比对。依据Ⅳ类与Ⅴ类限值，构建污染指数进行判别。当单项污染指数≤1时，视为该指标达标；若>1，则判定为该

项污染超标。结果显示，TP为限制因子的样点仅占23.91%，而TN高达82.6%，为最普遍的限制性污染因子（图4-c，图4-d）。结合N/P比值分析发现，约65%的样点N/P比值超过20，呈“磷限制”特征。该现象与既有湖泊研究一致，揭示磷控制仍是调控藻类生长的重要切入点<sup>[29]</sup>。但值得注意的是，“磷限制”并不意味着“磷安全”。如动物园处样点显示出TP大幅超标，显示还原环境下内源磷仍可能诱发局部富营养化。

综上，城市公园水体普遍呈现“氮污染+磷限制”双重特征。TN浓度广泛超标，为主要负荷；TP浓度虽偏低，但在低扰动水体中仍存内源释放风险。此外，不同区域的大气沉降强度可能存在空间差异。近郊公园或绿

化密度大的区域可能承受更强的大气干湿沉降压力，这一空间异质性值得在后续研究中进一步量化分析。针对TN偏高水体（如罗泾、赵巷、辰山等公园）宜引入人工湿地、生物浮岛或岸带植被带，以促进氮素吸收与转化；TP超标水体（如上海动物园）应强化底泥扰动管理与氧化还原调控，辅以清淤或曝气以抑制内源磷释放。

3.4 综合营养状态

为进一步综合判断公园水体的富营养化程度，本研究采用T<sub>LI</sub>法对46个样点进行营养等级评估。该法以chl-a为核心变量，结合TP、TN、SD等指标加权计算综合T<sub>LI</sub>。该法广泛应用于封闭型水体的生态分级，具有良好的指标整合能力与敏感性<sup>[23]</sup>。

评估显示，90%以上公园的综合T<sub>LI</sub>值在40 ~ 60，属中营养至轻度富营养，生态状态尚可但存在风险（图5）。社区公园T<sub>LI</sub>波动最大（38 ~ 64），如星火公园（XH1）、赵巷公园（ZX1、2）已达中度富营养，营养负荷较重。这与社区公园面积小、水浅、易积氮有关。其岸带多为硬质驳岸结构，缺少缓冲带和沉水植物带，自净功能弱。此外，人口密集、面源污染频繁也加剧富营养化风险。相较而言，历史名园类别整体表现优于其他公园类型。曲水园（QSY1、2）、古猗园（GY1-4）的综合T<sub>LI</sub>值均在40 ~ 50，属中营养状态。这既与其日常维护管理有关，更与水体结构相关。如古猗园水体面积达17 765 m<sup>2</sup>，水深在0.8 ~ 1.3 m，具备一定的水体容积与滞留能力，利于污染物稀释与缓冲；曲水园开敞度高、水深均匀、生态结构稳定，利于沉水植物生长。综合公园与专类公园的综合T<sub>LI</sub>值多在40 ~ 60，波动小，表明水体受控能力适中，但仍需防范季节性富营养风险。

对比单因子评价可见，TLI结果与TN超标分布趋势一致，进一步佐证城市水体“氮污染”特征。但TLI法因其多指标整合能力，在识别边界样点时分辨力更高。如部分TN临界值点位在TLI中属中营养，表明营养负荷尚可控；而赵巷、星火公园等TN偏高者则被确认处于高风险状态。

综上，TLI法既验证单因子分析结果，又细化了水体等级划分，为制定治理优先顺序与识别限制因子提供依据。TLI值>60具营养风险的水体应优先纳入短期治理计划，通过控源截污、生态浮床与岸带修复等手段减少面源负荷与水体富营养化风险；而TLI值处于30~50的中营养水体，则以生态维持为主。

3.5水质特征提取与综合评分

本研究基于PCA法，对水体的关键生态指标进行降维处理与综合评分计算，探索城市公园水体质量差异的深层成因。与TLI聚焦营养等级不同，PCA识别指标共变结构，挖掘水质异质性的核心因子。

选取10项指标（SD、浊度、Kd、DO、pH、CDOM、SS、TN、TP、chl-a）作为变量，标准化处理后通过KMO与Bartlett检验验证数据适配性（KMO=0.500，显著性<0.001），满足主成分提取条件。按照特征值>1的原则提取4个主因子，累计解释原始变量方差的69.657%（表5）。

载荷矩阵分析结果显示，各主成分分别代表不同的生态影响机制（表6）。主成分F1（水体光阻因子）以chl-a、Kd和SS为主要正载荷，反映出藻类生物量增加所带来的透明度降低效应。F2（有机负荷因子）以CDOM和TP为主，表征水体中有机物质与营养元素的协同积累效应。该主成分既可能受到地表径流等外源输入影响，也可能由底泥磷释放、水

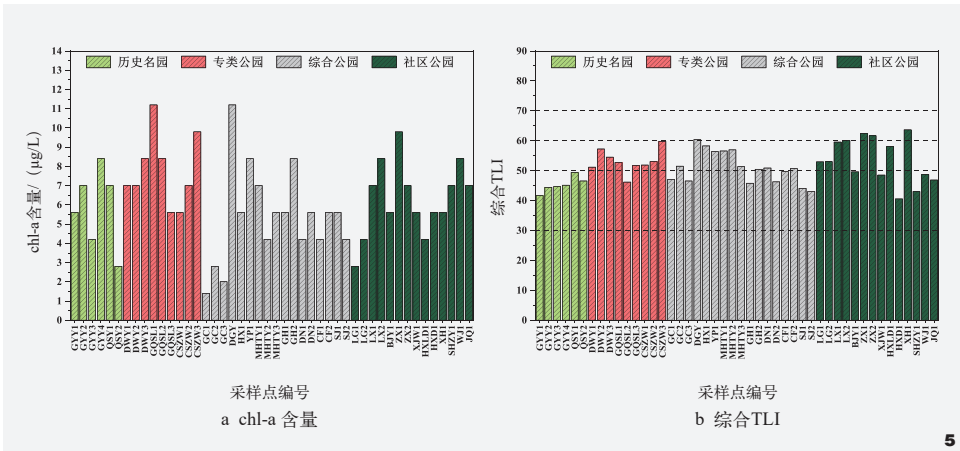


图5 叶绿素a含量和综合营养状态指数  
Fig. 5 Distribution of chl-a content and comprehensive TLI values

表5 总方差解释  
Tab. 5 Total variance interpretation

成分 Component	初始特征值 Initial eigenvalue			提取载荷平方和 Extraction sum of squared loadings		
	总计	方差百分比 /%	累积 /%	总计	方差百分比 /%	累积 /%
1	2.461	24.611	24.611	2.461	24.611	24.611
2	1.869	18.687	43.298	1.869	18.687	43.298
3	1.444	14.445	57.743	1.444	14.445	57.743
4	1.191	11.914	69.657	1.191	11.914	69.657
5	0.844	8.440	78.097			
6	0.711	7.115	85.212			
7	0.649	6.487	91.699			
8	0.358	3.584	95.283			
9	0.243	2.430	97.713			
10	0.229	2.287	100.000			

生植物腐解等内源过程共同驱动。F3（透明性因子）以透明度为主正载荷，与F1共同解释藻类—光学交互关系。F4（氮素因子）由TN主导，兼有DO负载，反映水体中氮污染负荷水平与自净能力之间的负相关关系。

结合方差贡献率构建综合评价函数并计算各样点得分，得分越低表明水质越优。分析发现各类型公园水体综合得分呈现明显差异（图6）。历史名园类公园（如古猗园、曲

水园）得分最低，情况最优；社区公园得分偏高，星火、罗溪与赵巷公园水质相对较差；专类公园与综合性公园得分居中，整体表现尚可。

从不同分析方法的结果对比来看，PCA得分排序与前述TLI等级结果整体一致，社区公园中TLI为中度富营养的样点亦位于PCA末位。二者联合结果进一步佐证了社区公园所面临的结构性污染压力。chl-a、TN与TP是主



表6 载荷矩阵  
Tab. 6 Load matrix

指标 Indicator	成分1 Component 1	成分2 Component 2	成分3 Component 3	成分4 Component 4
chl-a 含量/(μg/L)	0.733	-0.134	0.541	0.088
Kd 值	0.715	0.086	-0.180	0.137
SS 浓度/(mg/L)	0.627	-0.153	0.468	0.018
DO 浓度/(mg/L)	0.557	0.175	-0.292	-0.384
CDOM 吸光系数 a (350)	0.181	0.667	-0.458	0.195
TP 浓度/(mg/L)	0.105	0.646	0.193	0.254
浊度 (NTU)	0.499	-0.624	-0.141	0.270
pH 值	0.531	0.574	0.012	-0.362
SD 值/cm	-0.368	0.380	0.737	-0.154
TN 浓度/(mg/L)	-0.024	0.253	0.064	0.829

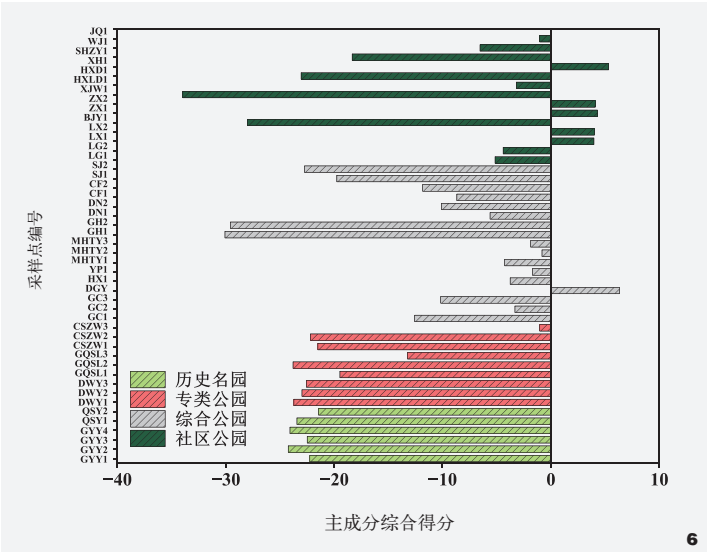


图6 城市公园水体主成分综合得分  
Fig. 6 Comprehensive water quality scores of urban park water based on PCA

导水质异化的关键因子，呼应此前“透明度低、营养负荷高”的单因子与TU分析结果。

综上，PCA识别了污染主因，为水体类型化治理提供了科学分区依据，并验证了本文评价指标体系的可行性。

4 结论与讨论

本研究以上海市25座典型城市公园的水体为对象，构建了由15项代表性指标组成的综合评价体系，涵盖水质理化指标、光学响应参

数与营养因子等。结合单因子评价、TU与PCA等方法，系统评估了城市小微水体的富营养化特征。

结果表明，多数水体处于中营养—轻度富营养状态，社区公园因水体小、封闭性强等因素波动较大，部分样点已进入中度富营养区间，与既有研究结果一致<sup>[11-12]</sup>。不同于前人以浮游生物为主的评估方法，本研究引入光学指标（如CDOM、Kd）与统计学方法PCA，不仅揭示水体营养结构，也提升了评估效率与可操作性，为快速诊断和优先级划分提供支持。光学限制因素（如CDOM升高、透明度下降）与藻类生物量协同变化，构成限制沉水植物恢复的反馈路径，也与余丽凡等<sup>[30]</sup>调查结果一致。单因子与TU评价均识别出TN普遍超标，水体多呈磷限制特征。PCA进一步揭示藻类生物量、有机负荷与氮污染负荷为主要生态压力，社区公园尤为突出。此外，本文指标体系兼具识别与治理指导功能。TU结果与PCA综合得分可明确修复的优先级。在管理策略上，应将“源头控制”作为优先方向，针对不同主导因子特征分区施策，同时辅以生态修复措施实现系统性治理。

尽管本研究在理论与实证上取得一定成果，仍存在局限。首先，采样集中于夏季，未覆盖全年季节变化特征。既有研究表明，水体营养状态与藻类结构随季节波动显著，初春与秋末易发生营养激增或结构反转等突发性变化<sup>[6]</sup>。因此，后续研究应设长期监测点或引入连续观测机制，获取更具代表性的时序数据。DO数据在采样点间存在波动，可能受局部扰动、水生植物分布等影响。本研究通过统一采样时间与布点以控制干扰，仍难免个别偏差，亦可通过多时段采样提高数据代表性。其次，人工采样与实验分析在效率、频次和空间覆盖上仍有限。后续可引入遥感反演，实现透明度与CDOM等指标的动态感知<sup>[9]</sup>。此外，当前评价聚焦富营养化，尚未涵盖生物多样性等生态响应变量，后续可适度扩展生态结构类指标。岸线特征与水体连通性对生态功能有重要意义，建议探索辅助结构性指标的量化方法，引入图像识别与遥感监测，在保证可操作性的基础上提升评估全面性。现有体系中TP、chl-a与透明度等指标相关性高，在主成分分析中负载集中，可能放大冗余信息，建议通过结构建模优化体系结构与权重分配。

综上，本研究验证了评价指标体系在城市小微水体富营养化评价中的适用性与解释力，具备指导分区治理与修复优先级制定的实践价值。未来应拓展监测、数据与建模方法，支撑差异化治理与高质量发展。

注：文中图表均由作者绘制。

## 参考文献

- [1] 徐竟成, 顾馨, 李光明, 等. 城市景观水体水景效应与水质保育的协同途径[J]. 中国园林, 2015, 31(05): 67-70.
- [2] 徐竟成, 朱晓燕, 李光明. 城市小型景观水体周边滨水区对人体舒适度的影响[J]. 中国给水排水, 2007, 23(10): 101-104.
- [3] 吴子彦, 王曼雅, 刘宇博, 等. 湖岸绿化景观树种凋落叶输入对水体可溶性碳、氮、磷的影响[J]. 环境科学学报, 2025, 45(04): 240-250.
- [4] 郭迎庆. 城市景观水体的污染控制和修复技术[J]. 环境科学与技术, 2005, 28(S1): 148-150.
- [5] 陈兴茹. 国内外河流生态修复相关研究进展[J]. 水生生态学杂志, 2011, 32(05): 122-128.
- [6] 徐晶, 朱民. 城市景观水体富营养化及其控制[J]. 环境科学与管理, 2010, 35(07): 150-152.
- [7] 濮培民, 王国祥, 李正魁, 等. 健康水生态系统的退化及其修复——理论、技术及应用[J]. 湖泊科学, 2001, 13(03): 193-203.
- [8] ZHANG Y L, QIN B Q, SHI K, et al. Radiation Dimming and Decreasing Water Clarity Fuel Underwater Darkening in Lakes[J]. Science Bulletin, 2020, 65(19): 1675-1684.
- [9] 张运林, 秦伯强, 马荣华, 等. 太湖典型草、藻型湖区有色可溶性有机物的吸收及荧光特性[J]. 环境科学, 2005, 26(02): 142-147.
- [10] 张运林, 张毅博, 周永强, 等. 生态文明建设以来长江中下游湖泊水生态环境变化[J]. 人民长江, 2023, 54(01): 14-23.
- [11] 王寿兵, 孙娜, 陈建军. 上海城市公园人工湖泊浮游植物调查及其富营养化评价[J]. 复旦学报(自然科学版), 2004, 43(06): 972-976.
- [12] 程婧蕾, 王丽卿, 季高华, 等. 上海市10个城市公园景观水体富营养化评价[J]. 上海海洋大学学报, 2009, 18(04): 435-442.
- [13] 赵坤, 陈皓, 庞婉婷, 等. 不同类型景观水体浮游动物群落差异及其影响因素[J]. 生态学报, 2020, 40(06): 2149-2157.
- [14] CEESAY A, WOLFF M, KONÉ T, et al. Seasonal Changes in Water Quality and Fisheries of Tanbi Wetland National Park[J]. Regional Studies in Marine Science, 2016, 8: 170-182.
- [15] MARSZAŁEK H, RYSIUKIEWICZ M. Water Quality in Hard Rocks of the Karkonosze National Park (Western Sudetes, SW Poland)[J]. Geoscience Records, 2017, 4(01): 14-20.
- [16] IGNATOVA N, SLIJPER M L. Surface Water Quality Assessment in the Pirin National Park, Bulgaria[J]. Ecology and Safety, 2015, 9: 546-560.
- [17] 马凯, 王超, 张国珍, 等. 2017-2019年祁连山国家公园水库水质特征及综合评价[J]. 环境化学, 2022, 41(11): 3569-3578.
- [18] 杨朝辉, 苏群, 陈志辉, 等. 基于LDI的土地利用类型与湿地水质的相关性: 以苏州太湖三山岛国家湿地公园为例[J]. 环境科学, 2017, 38(01): 104-112.
- [19] JULIAN P. Assessment of Upper Taylor Slough Water Quality and Implications for Ecosystem Management in Everglades National Park[J]. Wetlands Ecology and Management, 2017, 25: 191-209.
- [20] 朱义, 王莹, 吴瑾, 等. 面向公众满意度提升的公园水域质量调查及智能化途径[J]. 园林, 2021, 38(08): 13-19.
- [21] 尹海龙, 徐祖信. 我国单因子水质评价方法改进探讨[J]. 净水技术, 2008, 27(02): 1-3.
- [22] 徐祖信. 我国河流单因子水质标识指数评价方法研究[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2005, 33(03): 321-325.
- [23] 金相灿. 中国湖泊环境[M]. 北京: 海洋出版社, 1995.
- [24] 李玉, 俞志明, 宋秀贤. 运用主成分分析(PCA)评价海洋沉积物中重金属污染源[J]. 环境科学, 2006, 27(01): 137-141.
- [25] 张运林, 朱广伟, 秦伯强, 等. 有色可溶性有机物(CDOM)吸收作为湖库化学需氧量监测替代指标的探讨[J]. 湖泊科学, 2020, 32(06): 1575-1584.
- [26] 李元鹏, 张柳青, 江威, 等. 千岛湖有色可溶性有机物的生物可利用性特征及其环境指示意义[J]. 光谱学与光谱分析, 2021, 41(03): 858-864.
- [27] 李元鹏, 张柳青, 石玉, 等. 有色可溶性有机物在线荧光技术在水质监测中的应用[J]. 环境科学研究, 2020, 33(03): 608-616.
- [28] 石玉, 李元鹏, 张柳青, 等. 不同丰枯情景下长江三角洲非通江湖泊(溇湖、淀山湖和阳澄湖)有色可溶性有机物组成特征[J]. 湖泊科学, 2021, 33(01): 168-180.
- [29] 李如忠, 刘科峰, 钱靖, 等. 合肥市区典型景观水体氮磷污染特征及富营养化评价[J]. 环境科学, 2014, 35(05): 1718-1726.
- [30] 余丽凡, 施渺筱, 达良俊, 等. 上海公园绿地景观水体透明度影响因子研究[J]. 华东师范大学学报(自然科学版), 2012(04): 112-119.