J. Lake Sci.(湖泊科学), 2027, 39(4):000-000
DOI 10.18307/2027.0436
©2027 by Journal of Lake Sciences

新兴城镇水体浮游原生动物群落季节响应与指示种*

吴　蓉[1,2] 姜佳枚[1] 张　玮[1] 李娟英[3] 王丽卿[1] 潘宏博[1,2**]
（1: 上海海洋大学，海洋动物系统分类与进化上海高校重点实验室，上海 201306）
（2: 上海海洋大学，农业农村部鱼类营养与环境生态研究中心，上海 201306）
（3: 上海海洋大学，海洋科学与生态环境学院，上海 201306）

摘 要：新兴城市随着城镇建设和人口导入，环境压力日益增大，亟待筛选和建立适于当地的生物评价指标。浮游原生动物群落对水体环境变化具有高度敏感性，是评估生态状况的重要生物指标。本研究以上海市南汇新城镇主要人工水体——滴水湖及其入湖河道为研究对象，于 2023 年 4 月－2024 年 1 月对湖区及入湖河道共 24 个采样点进行了四次季节性采样，系统调查了浮游原生动物群落结构。结果显示，检出的原生动物均为纤毛虫，包含 11 目 36 属 72 种。α 多样性指数呈现季节性变化，冬季多样性显著高于其他季节，群落结构在四个季节间差异显著。RDA 及 Spearman 相关分析表明，水温、溶解氧、营养盐、pH 及透明度是影响群落季节动态的显著相关因子。SIMPER 分析显示，不同季节的优势功能群呈交替更替格局，其中春夏季以食藻型及杂食型功能群占优势，秋季食菌型功能群丰度有所升高，掠食型功能群的丰度在冬季最高，反映环境胁迫与资源供应梯度下的群落响应机制。基于综合营养指数（TLI）的指示种分析发现，食藻型原生动物修饰篮管虫（*Nassula ornata*）对中营养水体具有潜在指示意义，而杂食型寡毛目纤毛虫恩茨筒壳虫（*Tintinnidium entzii*）在中度富营养水体呈潜在指示作用。
关键词：群落结构； 新兴城镇； 原生动物； 指示种

Seasonal responses and indicator species of planktonic protozoan communities in waters of an emerging urban area*

Wu Rong[1,2], Jiang Jiamei[1], Zhang Wei[1], Li Juanying[3], Wang Liqing[1]& Pan Hongbo[1,2**]
(1: *Shanghai Universities Key Laboratory of Marine Animal Taxonomy and Evolution, Shanghai Ocean University, Shanghai* 201306, *P.R.China*)
(2: *Centre for Research on Environmental Ecology and Fish Nutrition of the Ministry of Agriculture, Shanghai Ocean University, Shanghai* 201306, *P.R.China*)
(3: *College of Oceanography and Ecological Science, Shanghai Ocean University, Shanghai* 201306, *P.R.China*)

Abstract: Abstract: Rapid urbanization increases environmental stress on artificial aquatic ecosystems. This creates a need for reliable biological indicators for ecological assessment. Planktonic protozoa are highly sensitive to environmental changes. They are widely used as effective water quality indicators. However, their indicator potential in newly constructed urban lakes remains poorly explored. This study investigated the seasonal dynamics of planktonic protozoan communities in Lake Dishui a large artificial urban lake in Nanhui New City, Shanghai. Seasonal field surveys were carried out in April (spring), July (summer), October (autumn) 2023 and January (winter) 2024 at 24 sampling sites. These sites covered the entire lake basin and its inflow rivers. Protozoan samples were collected at a water depth of 0.5 m and identified via microscopic observation. A set of environmental variables was measured in situ or in the laboratory. These variables included water temperature (WT), dissolved oxygen (DO), pH, Secchi depth (SD), chlorophyll.*a* (Chl.*a*), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), ammonia nitrogen (NH3-N), permanganate index (COD_{Mn}), electrical conductivity (EC), and oxidation-reduction potential (ORP). This study evaluated alpha diversity using the Shannon and Simpson indices. It tested seasonal differences via Kruskal-Wallis and Dunn's post hoc tests. Beta diversity patterns were analyzed through principal coordinate analysis (PCoA),

* 2026-03-08 收稿；2026-07-16 收修改稿；2026-07-17 录用。
国家自然科学基金项目（32170533）和上海市生态环境监测中心项目联合资助。
*通信作者, E-mail: hbpan@shou.edu.cn.

PERMANOVA, betadisper analysis, and ANOSIM based on Bray-Curtis dissimilarity. Redundancy analysis (RDA) with variance inflation factor screening (VIF<5) was used to identify key environmental driving factors. SIMPER analysis screened major contributory species. The IndVal method (P<0.05) was applied to determine indicator species. The comprehensive trophic level index (TLI) was used to assess lake trophic status. A total of 72 protozoan species were identified. These species belonged to 11 orders and 36 genera of Ciliophora. Species diversity exhibited distinct seasonal variations. It was highest in winter and lowest in spring. Community abundance also varied across seasons. The order Oligotrichida dominated the protozoan assemblage. It accounted for 66.8% of the total abundance. The Shannon and Simpson indices differed significantly among seasons (P<0.05). These two indices showed negative correlations with WT and ORP. They showed positive correlations with DO, pH, and Chl.*a* (P<0.05). PCoA results showed that the first two axes explained 29.3% of the total variation in protozoan community structure. Community samples from spring, summer and autumn partially overlapped. Winter samples were relatively concentrated and spatially separated. PERMANOVA verified significant seasonal differences in community structure (P<0.05). Betadisper analysis detected significant differences in multivariate dispersion (F = 4.72, *P* = 0.003). This indicates that dispersion heterogeneity may affect the PERMANOVA results. ANOSIM further confirmed significant seasonal differentiation of community structure (R = 0.258, *P* = 0.001). RDA results showed that RDA1 and RDA2 explained 37.1% and 15.6% of the constrained community variation, respectively. Their cumulative explanation rate was 52.7%. WT, DO, TN, TP, pH, SD, ORP and CODMn jointly regulated the seasonal succession of protozoan communities. SIMPER analysis identified 12 key species responsible for seasonal community dissimilarity. *Rimostrombidium humile* served as the core contributory species throughout the year. *Halteria grandinella* and *Tintinnidium entzii* contributed greatly to community variation in warm seasons. Indicator species analysis combined with TLI evaluation showed that *Nassula ornata* could indicate mesotrophic conditions. *Tintinnidium entzii* could signal moderately eutrophic water bodies. The results reveal clear seasonal succession patterns of planktonic protozoan communities. These patterns are mainly driven by temperature and nutrient-related environmental gradients. The significant correlations among environmental factors, diversity indices and indicator taxa demonstrate that planktonic protozoa are sensitive and reliable bioindicators. They can be used to evaluate the trophic status of artificial urban lakes. This study provides scientific support for ecological monitoring and management of newly developed urban aquatic ecosystems.

Keywords: Community structure; emerging urban area; protozoa; indicator species

城市化作为当代全球生态变化最强烈的驱动力之一，正在深刻改变城市水体的环境基础与生态格局[1-2]。城市扩张和人口聚集导致不透水面积增加、径流加快及污染物输入增强，营养盐、有机污染物及重金属的累积对水质及生态系统结构与功能形成持续压力[3-5]。同时，人工水体建设与调控削弱了水动力交换能力，促进污染物滞留与富营养化发展，使生态系统更易受外源扰动影响[6-7]。随着新兴城镇快速建设，区域水环境承载压力不断上升，亟需构建适用于城市人工水体的生态评价体系[8]。

滴水湖位于上海市南汇新城镇，总面积约 5.56 km²，是国内规模较大的城市人工景观湖泊之一[9-11]。其受持续开发影响，部分入湖河段尚未完全连通，湖区水体交换受限；外围紧邻建成区，外源污染输入压力较大[12]。在城镇化与人类活动共同作用下，其水文条件与营养物质输入格局发生改变，生态系统呈现明显的时空异质性[13-14]。为开展水生态评价研究提供了典型场景。

原生动物广泛分布于淡水、海水及湿润土壤环境[15-17]，对营养状态和污染变化高度敏感，是重要的生物指示类群[18-19]。与浮游植物不同，原生动物是微食物网和传统经典食物网的枢纽，能将微型生物的物质和能量输送到经典食物网中，因此，其群落的变化能够更全面地反映水体生态状态[20-23]，然而，其在城市人工湖中的指示能力及潜在指示种仍缺乏系统评估。为此，本研究调查 2023 年 4 月－2024 年 1 月滴水湖湖区与入湖河道不同季节的原生动物群落结构及其对环境因子的响应，筛选环境指示种，以评估其在新兴城镇水生态监测中的应用潜力。

1 材料与方法

1.1 采样点布设

2023 年 4 月（春季）、7 月（夏季）、10 月（秋季）和 2024 年 1 月（冬季）对滴水湖及入湖河道分

别进行了四次采样。共布设 24 个采样点（图 1），滴水湖湖区均匀布设 5 个采样点（S1~S5），7 条入湖河道入湖口各布设 1 个采样点（S6~S12），另有 14 个采样点（S13~S24），分布于与入湖河道相连通的外涟河、中涟河和内涟河三条环湖河道。

1.2 样品采集

浮游原生动物样品采集参照《SC/T 9402—2010 淡水浮游生物调查技术规范》，于水下 0.5 m 处取 1 L 水样加入终浓度 1%的鲁戈氏液固定，沉降浓缩至 30 mL 后于 4℃冰箱中避光保存。

在显微镜下对原生动物进行物种鉴定和计数。使用 0.1 mL 计数框于显微镜下进行全片计数，平行计数 3 次。种类鉴定参考相关文献完成[24-26]。本研究以浮游异养原生动物为研究对象。具色素体的鞭毛类群常归入浮游植物，因此镜检过程中并未纳入统计。

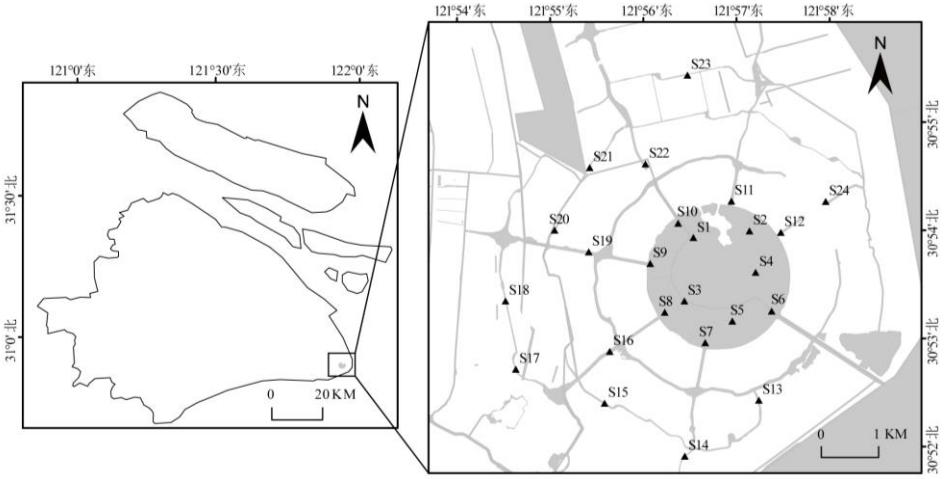


图 1 采样点分布

Fig.1 Distribution of Sampling Points

1.3 理化因子的测定

在现场使用日本 BPL8-PS7FL 回声测深仪测定水深（Depth），使用 YSI proplus 便携式多参数水质分析仪对水温（WT）、溶解氧（DO）、pH、电导率（EC）、氧化还原电位（ORP）及盐度（S）进行测定，透明度（SD）采用塞氏盘测定。其余参数测定所需的水质样品与生物样品同步采集，采集后立即放入便携式冷藏箱（4℃）保存，并于运送至实验室后 24 小时内完成检测。参照《地表水质量标准（GB 3838-2002）》测定水样中的叶绿素（Chl.*a*）、高锰酸盐指数（COD_{Mn}）、总氮（TN）、总磷（TP）、可溶性反应性磷（SRP）、溶解总磷（DTP）及氨氮（NH_3-N）的浓度。

1.4 数据处理及分析

用香农-威尔指数（以下简称香农指数）与辛普森指数评价群落 α 多样性。使用优势度指数 Y 表示一个物种在群落中所占有的优势水平，将 $Y \geqslant 0.02$ 的物种定为优势种[27]。物种优势度计算公式为：

$$Y = f_i \times (n_i/N) \quad (1)$$

式中：f_i 为第 i 种出现频率，n_i 为第 i 种个体数，N 为所有原生动物总个体数。

采用 ArcGIS 10.8.1 软件制作采样点图。α 多样性指数按季节进行单因素比较，由于数据不完全符合正态分布，采用 Kruskal–Wallis 非参数检验检验组间差异。显著性组进一步使用 Dunn 事后检验（dunn.test 包，v1.3.6）进行多重比较。基于 Bray-Curtis 距离矩阵进行 β 多样性分析，使用 PERMANOVA 检验群落组成差异，并通过 betadisper 评估组内变异，同时采用 ANOSIM 检验对群落结构差异结果进行辅助验证，以提高分析结果的稳健性，主坐标分析（PCoA）用于群落结构差异的可视化展示。为探讨环境因子对群落结构的影响，采用冗余分析（RDA），方差膨胀因子（VIF<5）用于剔除共线性变量[28]，显著环境因子通过置换检验（P<0.05）筛选并绘制排序图。通过 SIMPER 分析筛选出累计贡献达到 80%的物种作为主要

贡献种[29]，与环境因子进行 Spearman 相关性计算。根据原生动物的摄食类型，将主要贡献种划分四类功能群[30]。依据《湖泊（水库）富营养化评价方法及分级技术规定》（中国环境监测总站，总站生字 090 号）选取 Chl.*a*、TN、TP、SD 和 COD_{Mn} 计算综合营养状态指数 TLI（Σ）。并利用 indicspecies 包（v1.8.0）计算各物种的指示值（IndVal），选择 $p<0.05$ 的物种作为指示种[31]。数据分析和可视化均在 R version 4.4.2 中完成。

2 结果与分析

2.1 水体理化因子的季节变化

滴水湖及入湖河道不同季节之间环境因子存在显著变化（表 1），除 Depth、S、Chl.*a* 及 T 外，其他环境因子在四季间差异显著（$P<0.05$）。调查期间滴水湖 WT 在 7.2～30.84 ℃之间变化，年平均 WT 为 20.69 ℃；DO 和 pH 在春季最低，在冬季达到峰值；NH_3-N 在秋季最高，为 0.44mg/L，春季最低至 0.18 mg/L；TP 及相关磷组分均在秋季达到最高，冬季最低；Chl.*a* 在夏季最高，秋季最低，全年平均值为 33.04 ug/L。COD_{Mn} 在夏季最高为 6.01 mg/L，而冬季最低为 4.54 mg/L。

表 1 理化因子的季节变化及差异

Tab.1 Seasonal variations and significant differences in physicochemical parameters

环境因子	春	夏	秋	冬
Depth/m	2.81 ± 1.43	2.79 ± 1.40	2.79 ± 1.40	2.81 ± 1.43
SD/m	0.99 ± 0.42^{ab}	0.81 ± 0.28^{a}	0.83 ± 0.36^{a}	1.11 ± 0.28^{b}
WT/℃	18.37 ± 1.12^{a}	30.84 ± 0.81^{b}	23.22 ± 0.82^{d}	9.78 ± 1.27^{c}
DO/(mg/L)	8.69 ± 2.05^{a}	9.37 ± 3.48^{a}	9.88 ± 1.69^{a}	12.68 ± 1.57^{b}
ORP/mV	142.34 ± 16.65^{a}	94.04 ± 23.96^{b}	116.60 ± 60.70^{ab}	100.60 ± 44.53^{b}
EC/(μs/cm)	1604.26 ± 352.35^{ab}	2035.08 ± 766.86^{a}	1528.00 ± 711.06^{bc}	1134.83 ± 488.48^{c}
S/‰	0.90 ± 0.20	0.91 ± 0.36	0.79 ± 0.39	0.80 ± 0.33
pH	7.80 ± 0.30^{a}	8.53 ± 0.50^{b}	8.52 ± 0.34^{b}	8.89 ± 0.31^{c}
Chl.*a*/(μg/L)	31.87 ± 26.80	37.23 ± 38.53	31.30 ± 25.54	31.64 ± 22.00
TN/(mg/L)	2.08 ± 0.93	1.97 ± 1.77	1.57 ± 0.52	1.89 ± 0.57
NH_3-N/(mg/L)	0.18 ± 0.16^{a}	0.34 ± 0.22^{b}	0.44 ± 0.18^{b}	0.30 ± 0.26^{ab}
TP/(mg/L)	0.09 ± 0.05^{a}	0.12 ± 0.05^{ab}	0.13 ± 0.04^{b}	0.05 ± 0.03^{c}
SRP/(mg/L)	0.02 ± 0.01^{a}	0.04 ± 0.03^{b}	0.04 ± 0.02^{b}	0.01 ± 0.01^{a}
DTP/(mg/L)	0.03 ± 0.01^{a}	0.06 ± 0.04^{b}	0.07 ± 0.04^{b}	0.02 ± 0.01^{a}
COD_{Mn}/(mg/L)	5.82 ± 1.73^{a}	6.01 ± 1.20^{a}	4.71 ± 0.87^{b}	4.54 ± 1.04^{b}

同行数据肩标不同字母表示差异显著（$P<0.05$）

2.2 原生动物群落组成及 α 多样性

本次研究共发现原生动物 72 种，均为纤毛虫(本研究未检出异养鞭毛虫，很可能是鲁戈氏液固定后细胞易破损导致)，隶属于 11 目 36 属，物种数在季节尺度上呈现明显变化，表现为冬季最高，其次为春季和夏季，秋季最低；群落丰度同样具有显著的季节差异，其变化顺序为秋季最高，春季次之，冬季再次，夏季最低（图 2a）。从丰度结构来看，寡毛目在各季节中均占优势，其丰度占比达到总丰度的 66.8%。

滴水湖及入湖河道原生动物多样性指数呈现季节变化（图 2c），香农指数和辛普森指数均表现为冬季显著高于其他季节，春季和夏季均与秋季无显著差异。Kruskal-Wallis 检验结果表明，季节变化对香农指数与辛普森指数均具有显著影响（$P<0.05$）。进一步的 Dunn 事后检验显示，冬季与春季、夏季、秋季及春季与秋季之间差异显著（$P<0.05$）。两种多样性指数均与 WT 及 ORP 呈显著负相关（$P<0.05$），而与 DO、pH 及 Chl.*a* 呈显著正相关（$P<0.05$）（图 2d）。

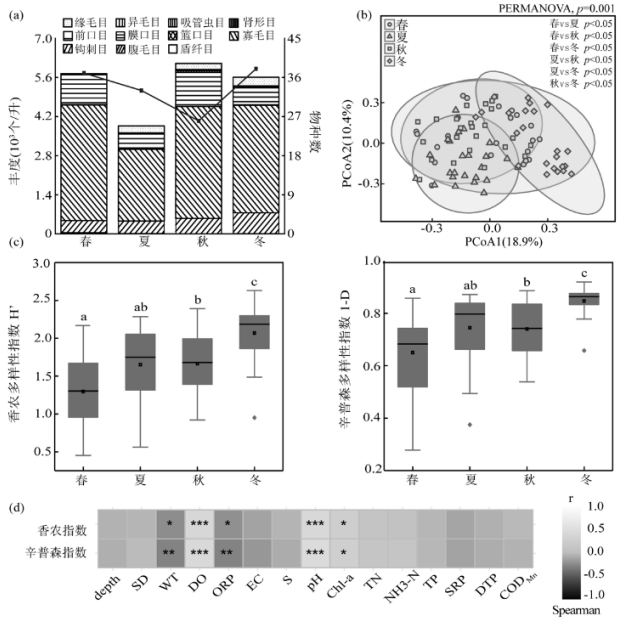
2.3 群落结构变化

PCoA 分析显示，轴一和轴二共解释了总变异的 29.3%（图 2b）。冬季群落在排序空间中分布相对集中，且与其他季节群落在空间位置上呈现出一定程度的分离；而秋季、春季和夏季的群落在空间中重叠程度较高。PERMANOVA 检验结果表明，不同季节群落结构存在显著差异（P<0.05）。组内离散度分析（PERMDISP）显示，不同季节样本在 β 多样性空间中的离散程度存在显著差异（F = 4.72, P = 0.003），而 ANOSIM 分析进一步支持该结果（R = 0.258，P = 0.001）。对滴水湖及入湖河道原生动物群落季节差异贡献较大的物种共有 12 种（图 3c）。小裂隙虫（*Rimostrombidium humile*）对四个季节原生动物群落均有较高贡献，是全年最主要的贡献种。大弹跳虫（*Halteria grandinella*）在春季、夏季和秋季贡献率较高，表现出明显的暖季偏好。恩茨筒壳虫（*Tintinnidium entzii*）在夏季贡献显著为 18.04%，而樽形拟铃虫（*Tintinnopsis potiformis*）在春季贡献 4.86%。秋季的贡献种包括淡水麻铃虫（*Leprotintinnus fluviatile*）与绿湖游虫（*Limnostrombidium viride*），呈秋季偏高特征。冬季专属性物种包括 5 种，其中单环栉毛虫（*Monodinium balbianii*）贡献率最高，双环栉毛虫（*Didinium nasutum*）最低。

2.4 群落对环境因子的响应

RDA 结果显示，前两排序轴（RDA1 和 RDA2）分别解释了约束变异的 37.1%和 15.6%，累计解释率为 52.7%。滴水湖及入湖河道原生动物群落的季节变化与 WT、SD、DO、pH、TP、ORP 及 COD_{Mn} 等因子的共同作用相关（图 3a）。

将对群落季节差异贡献较大的物种与环境因子进行 Spearman 相关性与聚类分析后，将其划分为四类环境响应类型（图 3b）。第一类主要由冬季贡献种构成，与大多数环境因子的相关性较弱，仅与 pH 表现出稳定的正相关，其中单环栉毛虫还与 EC、WT 及 TP 呈显著负相关。第二类物种的环境响应较为分散，如钟虫（*Vorticella* sp.）与 ORP 呈显著负相关，而与 DO 和 pH 呈正相关；小裂隙虫与 COD_{Mn} 呈负相关，第三类樽形拟铃虫则相反。第四类物种与多种环境因子呈显著相关，其受 WT 及氮、磷营养盐促进，并与 SD 及 ORP 显著负相关。



（P<0.001:***;0.001<P<0.01:**;0.01<P<0.05:*）

图 2 原生动物季节组成及物种数变化（a）;群落 PCoA 分析及 PERMANOVA 检验（b）;群落香农多样性指数和辛普森多样性指数季节变化（c）;多样性指数与环境因子的 Pearson 相关性分析（d）

Fig.2 Seasonal variations in protozoan composition and species richness (a); PCoA analysis and PERMANOVA test of the community (b); Seasonal dynamics of Shannon and Simpson diversity indices for the community (c); Pearson correlation analysis between diversity indices and environmental factors (d).

此外，根据摄食类型将上述物种划分为食藻型、食菌型、掠食型及非选择性杂食型等功能群，不同功能群在季节上表现出明显的丰度变化（图 3c）。其中掠食型物种的丰度在冬季最高；食菌型物种丰度多在秋冬季升高；而食藻型和非选择性杂食型功能群的丰度在四个季节均处于较高水平，是春季和夏季的主要优势类群，且同一功能群内部存在物种的季节演替。

2.5 优势种和指示种的筛选

调查期间，滴水湖及入湖河道原生动物群落优势种共计 4 种，群落由少数具有较高优势度的类群主导，其余物种贡献相对有限。其中小裂隙虫与大弹跳虫的优势度最高，分别为 0.1106 和 0.0970 且在四个季节均为优势种；而小筒壳虫和恩茨筒壳虫分别在春秋冬三季和春夏秋三季占优势（表 2）。

表 2 原生动物优势种

Tab.2 Dominant protozoan species

拉丁名	中文名	优势度				
		春	夏	秋	冬	全年
Halteria grandinella	大弹跳虫	0.0402	0.1774	0.1897	0.0334	0.0970
Rimostrombidium humile	小裂隙虫	0.1252	0.0454	0.1176	0.1365	0.1106
Tintinnidium entzii	恩茨筒壳虫	0.0194	0.1442	0.0337	0.0002	0.0308
Tintinnidium pusillum	小筒壳虫	0.0347	0.0030	0.0404	0.1474	0.0484

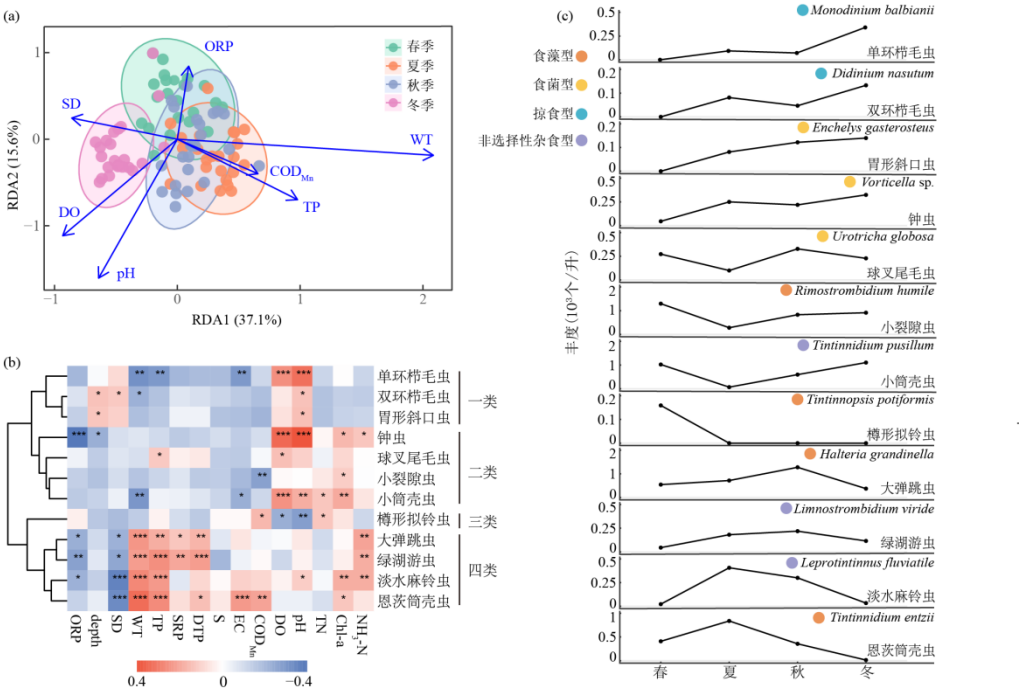


图 3 原生动物与环境因子的冗余分析（a）;优势种与环境因子的相关性分析（b）;主要贡献物种丰度季节变化（c）（P<0.001:***;0.001<P<0.01:**;0.01<P<0.05:*）

Fig.3 Redundancy analysis (RDA) between protozoa and environmental factors (a); correlation analysis between dominant species and environmental factors (b); seasonal variations in the abundance of major contributing species (c)

利用指示值进行指示种筛选发现，食藻型的修饰篮管虫可作为中营养水体的潜在指示种，非选择性杂食型的恩茨筒壳虫可作为中度富营养状态的潜在指示种（表 3）。

表 3 综合营养状态指示种

Tab.3 Bio-indicators for the comprehensive trophic level

拉丁名	中文名	综合营养状态	IndVal	*p*	食性
Nassula ornata	修饰篮管虫	中营养	0.40	0.042	食藻型
Tintinnidium entzii	恩茨筒壳虫	中度富营养	0.59	0.036	非选择性杂食型

3 讨论

3.1 原生动物群落季节演替

在浅水富营养湖泊中，原生动物群落的季节演替通常受多种环境因子的共同调控。其中水温通过直接影响原生动物代谢速率与生长潜力，并间接调节营养盐转化效率和浮游植物生产力，对群落结构具有重要影响[32-33]。在滴水湖及入湖河道，水温是与原生动物季节变化显著相关的关键环境因子（图 3a）。夏季调查期间，平均水温处于超过 30℃的高温状态（表 1），在此环境下，原生动物丰度在夏季处于全年较低水平，提示高温条件可能与群落变化存在一定关联。同时，高温通常伴随 DO、营养盐等多种环境因子的协同变化，可以进一步影响该季群落特征[34-36]。

COD_{Mn} 作为表征水体有机物负荷的综合指标，可通过影响微环境条件对原生动物群落结构的季节演替产生重要调控作用。虽然滴水湖 COD_{Mn} 整体水平不高，但存在一定季节变化（表 1），是影响滴水湖及入湖河道原生动物群落的主要因子之一。多个对群落季节差异贡献较大的物种和优势种（如小裂隙虫、樽形拟铃虫和恩茨筒壳虫）与 COD_{Mn} 显著相关（图 3b、3c）。表明有机质外源输入或组成的变化即使在有机质水平较低的环境中亦对原生动物具有筛选作用，从而可能与原生动物群落结构的季节变化密切相关[22,37]。

DO 和 pH 同样是与原生动物群落结构显著相关的重要环境因子[38]。冬季，在较高 DO 和 pH 条件下，掠食型物种相较于其他季节表现出更高的丰度水平和相对占比，且该功能群的物种与 DO 和 pH 均呈显著正相关（图 3b, c），表明高 DO 和相对偏碱性的水体环境更有利于依赖较高呼吸代谢和主动捕食行为的类群，类似现象在 Hessen 等人的研究中有所报道[39]。

此外，原生动物群落结构的季节变化亦可能受到后生浮游动物捕食等下行过程的潜在影响。由于原生动物是多类后生浮游动物的重要食物来源，其捕食作用可能通过选择性压力对群落组成产生调节效应[40-41]。鉴于本研究未对捕食过程进行直接量化，上述下行效应仍需在后续研究中结合后生浮游动物群落特征及摄食关系加以验证。

3.2 滴水湖水域纤毛虫原生动物指示种

纤毛虫以其高多样性、代谢活跃性以及对环境变化的快速响应的特性，成为用于水污染监测的优良指示物种。多项湖泊及淡水环境研究表明特定的原生动物种类能够反映水体的营养状态及生态健康水平[42-44]。本研究发现修饰篮管虫和恩茨筒壳虫分别为滴水湖水域中营养水体和中度富营养水体的潜在指示种。修饰篮管虫具有特化的篮状胞咽结构，偏好摄食颤藻等丝状蓝藻，而多数浮游动物却难以有效利用此类食物资源[45-47]，因此修饰篮管虫能在丝状蓝藻增殖条件下更易获得生态优势。本研究中修饰篮管虫在滴水湖入湖口及河道区域出现频率较高，该类水域通常受外源营养输入和水动力扰动影响，也易形成以丝状蓝藻为主的藻类群落结构[13,48]。因此，修饰篮管虫的分布可能与藻类资源组成及水体营养状况等因素相关，其作为研究区中营养水体的指示种具有一定参考价值。

筛选出的另一指示种恩茨筒壳虫是淡水生境常见的优势种类[49-50]。该物种具有非选择性杂食的摄食特性，能够利用细菌、有机碎屑及藻类等多种食物资源，并具有较宽的生态适应范围[51-52]。本研究中，恩茨筒壳虫在滴水湖中度富营养水体中表现出较高丰度，其丰度与 COD_{Mn}、TP 和 SD 等富营养化相关指标显著相关（图 3C）。推测在营养物质输入增加的条件下，恩茨筒壳虫能够充分利用丰富的细菌、有机颗粒及藻类资源，从而获得竞争优势，因此可作为反映滴水湖富营养化状态的潜在指示种。对淀山湖的长期研究同样发现，随着水体营养水平升高，恩茨筒壳虫逐渐成为优势种，表明该物种能够适应营养物质较丰

富的生态环境并占据优势[53]；而在武汉东湖的研究中也进一步发现恩茨筒壳虫具有较高的污染指示值[54]，进一步表明其对富营养环境较好指示作用。

目前，滴水湖所处的南汇新城虽然周边仍处于持续开发建设过程中，部分水系连通性还在完善，但核心区域（即滴水湖环湖区）已开发较为完善。因此，本研究结果对开发已较为完全的新兴城镇的水环境监测可提供新思路和基础。需要注意的是，新城镇建设的不同阶段，污染源和水体连通性会有变化，影响水环境的主要因素也会随之不同，浮游原生动物可能呈现不同的响应规律，未来需要进一步追踪不同建设阶段和管理模式下浮游原生动物群落特征，为新兴城镇水生态监测与治理提供更全面的参考。

4 结论

(1) 滴水湖及入湖河道原生动物群落呈显著的季节性变化，冬季物种数和多样性指数最高，群落组成独特，且四个季节间群落结构均存在显著差异。群落结构和优势种丰度与 WT、COD_{Mn}、pH 及 DO 等环境因子显著相关。

(2) 本研究揭示了原生动物指示种在营养梯度下的生态分化特征，其中修饰篮管虫和恩茨筒壳虫分别在不同营养状态水体中表现出潜在指示意义，且恩茨筒壳虫与中度富营养化过程显著相关。原生动物指示种在新兴城镇水生态状况评估与监测中的应用潜力值得进一步重视。

致谢与声明:感谢上海海洋大学王丽卿课题组的各位同学在采样过程中给予的帮助，感谢郭俊祺、单晓慧同学在物种鉴定上的帮助。本文所有署名作者均声明不存在任何利益冲突。研究过程中不存在与企业或其他商业机构之间的经济利益关系。作者贡献：第一作者负责本研究的整体实验实施、样品采集与处理、数据整理与统计分析，以及论文初稿撰写和后续修改工作；第二作者参与论文选题和研究设计，并对论文内容进行了审阅与修改；第三、第四及第五作者主要负责研究区域采样工作的组织与协调，并提供部分研究所需的环境数据资料，对研究实施和数据分析提供了支持；第六作者（通信作者）负责研究方案制定，论文框架构思、修改及最终审核，对论文的学术规范和研究内容完整性进行把关。所有署名作者均已审阅并认可论文最终版本，并对论文内容承担相应的学术责任。此外，本文在写作与修改过程中使用了生成式人工智能辅助技术，具体使用工具为 ChatGPT-4.0（OpenAI）。AI 工具主要用于：（1）辅助检查和修改部分无法正常运行的程序代码错误；（2）对英文摘要的语言表达进行润色。所有由 AI 工具生成或辅助产生的内容均经过作者逐一审阅、核查，并根据研究实际情况进行了必要的修改和完善。论文全部内容（包括研究设计、数据分析、结果解释及结论）均由署名作者负责，并由署名作者承担完整的学术责任。本研究相关数据将在遵循数据共享原则和相关规定的基础上提供。读者如需获取论文关联数据，可通过联系通信作者获取。

5 参考文献

[1] Strokal M, Bai ZH, Franssen W *et al*. Urbanization: An increasing source of multiple pollutants to rivers in the 21st century. *npj Urban Sustainability*, 2021, **1**: 24. DOI: 10.1038/s42949-021-00026-w.

[2] Wang RJ, Liu LJ, Tao ZZ *et al*. Effect of urbanization and urban forests on water quality improvement in the Yangtze River Delta: A case study in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management*, 2024, **351**: 119980. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.119980.

[3] Xiao W, Chen WQ, Yue WZ *et al*. Waterbody loss due to urban expansion of large Chinese cities in last three decades. *Scientific Reports*, 2022, **12**: 17498. DOI: 10.1038/s41598-022-22286-x.

[4] Cojoc L, de Castro-Català N, de Guzmán I *et al*. Pollutants in urban runoff: Scientific evidence on toxicity and impacts on freshwater ecosystems. *Chemosphere*, 2024, **369**: 143806. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2024.143806.

[5] Hu Q, Zhang J, Jin JL *et al*. Water balance effect of urbanization and countermeasures for enhancing urban water security resilience. *Strategic Study of CAE*, 2024, **26**(6): 131-139. DOI: 10.15302/J-SSCAE-2024.06.010. [胡庆芳, 张建云, 金君良等. 城镇化水平衡效应与城市水安全韧性提升研究. 中国工程科学, 2024, **26**(6): 131-139.]

[6] Addo-Bankas O, Zhao YQ, Gomes A *et al*. Challenges of urban artificial landscape water bodies: Treatment techniques and restoration strategies towards ecosystem services enhancement. *Processes*, 2022, **10**(12): 2486. DOI: 10.3390/pr10122486.

[7] Kang MX, Tian YM, Zhang HY *et al*. Effect of hydrodynamic conditions on the water quality in urban landscape water. *Water Supply*, 2022, **22**(1): 309-320. DOI: 10.2166/ws.2021.269.

[8] Zhou JY, Yin HH, Liu YL *et al*. Relationships between hydrological connectivity and river-lake ecospace in urban-rural areas. *HydroResearch*, 2025, **8**: 374-383. DOI: 10.1016/j.hydres.2025.04.001.

[9] Zhou C, Liao ZL, Kong LT *et al*. Application of entropy-weight-based fuzzy hierarchical evaluation in water quality evaluation of Dishui Lake. *Energy Environmental Protection*, 2020, **34**(1): 82-87. [周灿, 廖振良, 孔令婷等. 基于熵权的模糊层次评价法在滴水湖水质评价中的应用. 能源环境保护, 2020, **34**(1): 82-87.]

[10] Zhan Y, Zhang Y, Hao XJ *et al*. On macrozoobenthic community and its relationship to environmental factors in Dishui Lake. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2020, **51**(3): 528-535. DOI: 10.11693/hyhz20191200285. [展源, 张颖, 郝向举等. 长江口滴水湖大型底栖动物群落结构及其与环境因子的关系. 海洋与湖沼, 2020, **51**(3): 528-535.]

[11] Lin Q, You W, Xu F *et al.* Zooplankton community structure and its relationship with environmental factors in Dishui Lake. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, **34**(23): 6918-6929. DOI: 10.5846/stxb201303060360. [林青, 由文辉, 徐凤洁等. 滴水湖浮游动物群落结构及其与环境因子的关系. 生态学报, 2014, **34**(23): 6918-6929.]

[12] 范泽宇. 滴水湖及入湖河道水质时空变化及水质评价[学位论文]. 上海: 上海海洋大学, 2021.

[13] Chen Y, Yuan L, Hu J *et al*. Seasonal variation of phytoplankton community and its relationship with environmental factors in the influent rivers of Dishui Lake. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2023, **45**(6): 142-151. DOI: 10.13984/j.cnki.cn37-1141.2023.06.018. [陈燕, 袁林, 胡靖央等. 滴水湖入湖河道浮游植物群落季节变化及其与环境因子的关系. 海洋湖沼通报, 2023, **45**(6): 142-151.]

[14] Xiao MM, Rao RC, Chen YQ *et al*. Distribution characteristics and risk assessment of heavy metals in the dishui lake and its diversion channels. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, **36**(5): 672-678. [肖茗明, 饶若宸, 陈以芹等. 滴水湖及其引水河道沉积物中重金属分布特征及风险评价. 生态与农村环境学报, 2020, **36**(5): 672-678.]

[15] Yan JK, Wan JY, Liu MJ *et al*. Community structure and environmental drivers of coastal planktonic ciliates on the Fildes Peninsula, *Antarctica*. *European Journal of Protistology*, 2026, **104**: 126198. DOI: 10.1016/j.ejop.2026.126198.

[16] Weisse T. Pelagic microbes - protozoa and the microbial food web. *The Lakes Handbook, Volume 1*. Malden, MA, USA: Blackwell Science Ltd, 2007: 417-460. DOI: 10.1002/9780470999271.ch13.

[17] Willén E. The lakes handbook, volume 2: Lake restoration and rehabilitation. New York: John Wiley and Sons Inc, 2008.

[18] Caron DA, Hu SK. Are we overestimating protistan diversity in nature *Trends in Microbiology*, 2019, **27**(3): 197-205. DOI: 10.1016/j.tim.2018.10.009.

[19]沈韫芬, 顾曼如, 龚循矩等. 微型生物监测新技术. 北京: 中国建筑工业出版社, 1990.

[20] Kulaš A, Gulin V, Matoničkin Kepčija R *et al*. Ciliates (Alveolata, *Ciliophora*) as bioindicators of environmental pressure: A karstic river case. *Ecological Indicators*, 2021, **124**: 107430. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107430.

[21] Dias RJP, de Souza PM, Rossi MF *et al*. Ciliates as bioindicators of water quality: A case study in the neotropical region and evidence of phylogenetic signals (18S-rDNA). *Environmental Pollution*, 2021, **268**(Pt A): 115760. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115760.

[22] El-Tohamy WS, Taher ME, Ghoneim AM *et al*. Protozoan communities serve as a strong indicator of water quality in the Nile River. *Scientific Reports*, 2024, **14**: 16382. DOI: 10.1038/s41598-024-66583-z.

[23] Xu HL, Zhang W, Jiang Y *et al*. Use of biofilm-dwelling ciliate communities to determine environmental quality status of coastal waters. *Science of the Total Environment*, 2014, **470/471**: 511-518. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.025.

[24] Foissner W, Berger H. A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, *Ciliophora*) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. *Freshwater Biology*, 1996, **35**(2): 375-482. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1996.tb01775.x.

[25]沈韫芬. 原生动物学. 北京: 科学出版社, 1999.

[26]张武昌. 砂壳纤毛虫图谱. 北京: 科学出版社, 2012.

[27] McNaughton SJ. Relationships among functional properties of Californian grassland. *Nature*, 1967, **216**(5111): 168-169. DOI: 10.1038/216168b0.

[28] Akinwande MO, Dikko HG, Samson A. Variance inflation factor: As a condition for the inclusion of suppressor variable(s) in regression analysis. *Open Journal of Statistics*, 2015, **5**(7): 754-767. DOI: 10.4236/ojs.2015.57075.

[29] Clarke KR. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 1993, **18**(1): 117-143. DOI: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x.

[30] Foissner W, Berger H, Schaumburg J. Identification and ecology of limnetic plankton ciliates. München: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1999.

[31] De Cáceres M, Legendre P. Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*, 2009, **90**(12): 3566-3574. DOI: 10.1890/08-1823.1.

[32] Goździejewska AM, Kruk M. The response of zooplankton network indicators to winter water warming using shallow artificial reservoirs as model case study. *Scientific Reports*, 2023, **13**: 18002. DOI: 10.1038/s41598-023-45430-7.

[33] Norberg J, DeAngelis D. Temperature effects on stocks and stability of a phytoplankton-zooplankton model and the dependence on light and nutrients. *Ecological Modelling*, 1997, **95**(1): 75-86. DOI: 10.1016/S0304-3800(96)00033-6.

[34] Ferreira GD, Grigoropoulou A, Saiz E *et al*. The effect of short-term temperature exposure on vital physiological processes of mixoplankton and protozooplankton. *Marine Environmental Research*, 2022, **179**: 105693. DOI: 10.1016/j.marenvres.2022.105693.

[35] Cremona F, Blank K, Haberman J. Effects of environmental stressors and their interactions on zooplankton biomass and abundance in a large eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 2021, **848**(18): 4401-4418. DOI: 10.1007/s10750-021-04653-3.

[36] Zingel P, Cremona F, Nõges T *et al*. Effects of warming and nutrients on the microbial food web in shallow lake mesocosms. *European Journal of Protistology*, 2018, **64**: 1-12. DOI: 10.1016/j.ejop.2018.03.001.

[37] Ahmad NB, Jaafaru MS, Isa Z *et al*. High pollution loads engineer oxygen dynamics, ecological niches, and pathogenicity shifts in freshwater environments. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 2024, **14**: 100425. DOI: 10.1016/j.hazadv.2024.100425.

[38] Chu C, Zhao LW, Chen LL *et al*. Stochastic processes drive the assembly of planktonic ciliates in a trellised river network. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 2025, **72**(3): e70016. DOI: 10.1111/jeu.70016.

[39] Hessen DO, Faafeng BA, Smith VH *et al*. Extrinsic and intrinsic controls of zooplankton diversity in lakes. *Ecology*, 2006, **87**(2): 433-443. DOI: 10.1890/05-0352.

[40] Stoecker DK, Capuzzo JM. Predation on protozoa: Its importance to zooplankton. *Journal of Plankton Research*, 1990, **12**(5): 891-908. DOI: 10.1093/plankt/12.5.891.

[41] Lu XT, Weisse T. Top-down control of planktonic ciliates by microcrustacean predators is stronger in lakes than in the ocean. *Scientific Reports*, 2022, **12**: 10501. DOI: 10.1038/s41598-022-14301-y.

[42] Beaver JR, Crisman TL. Analysis of the community structure of planktonic ciliated protozoa relative to trophic state in *Florida lakes*. *Hydrobiologia*, 1989, **174**(3): 177-184. DOI: 10.1007/BF00008155.

[43] Garner RE, Kraemer SA, Onana VE *et al*. Protist diversity and metabolic strategy in freshwater lakes are shaped by trophic state and watershed land use on a continental scale. *mSystems*, 2022, **7**(4): e00316-e00322. DOI: 10.1128/msystems.00316-22.

[44] Ye H, Wang G, Chen L *et al*. Community structure of ciliated protozoa in rivers of Chongming Island and its indication to the water quality. *J Lake Sci*, 2024, **36**(6): 1879-1887. DOI: 10.18307/2024.0634. [叶华建, 王冠华, 陈乐乐等. 崇明岛河道纤毛虫原生动物群落结构及对水环境的指示. 湖泊科学, 2024, **36**(6): 1879-1887.]

[45] Combes A, Dellinger M, Cadel-six S *et al*. Ciliate *Nassula* sp. grazing on a microcystin-producing *Cyanobacterium* (*Planktothrix agardhii*): Impact on cell growth and in the microcystin fractions. *Aquatic Toxicology*, 2013, **126**: 435-441. DOI: 10.1016/j.aquatox.2012.08.018.

[46] Rohrlack T. Low temperatures can promote cyanobacterial bloom formation by providing refuge from microbial antagonists. *AIMS Microbiology*, 2018, **4**(2): 304-318. DOI: 10.3934/microbiol.2018.2.304.

[47] Filip J, Müller LL, Hillebrand H *et al*. Nutritional mode and specialization alter protist consumer diversity effects on prey assemblages. *Aquatic Microbial Ecology*, 2012, **66**(3): 257-269. DOI: 10.3354/ame01573.

[48] 汪妮. 基于形态学及 eDNA 技术的长三角典型湖泊浮游植物群落特征及其与环境因子关系研究[学位论文]. 上海: 上海海洋大学, 2024.

[49] Chen Y, Pan BZ, Wu L *et al*. Zooplankton community structure and influencing factors in Weihe River mainstem and its tributaries from the northern foot of Qinling Mountains. *J Lake Sci*, 2022, **34**(5): 1630-1641. DOI: 10.18307/2022.0517. [陈越, 潘保柱, 吴利等. 渭河干流与其秦岭北麓典型支流浮游动物群落结构及影响因素. 湖泊科学, 2022, **34**(5): 1630-1641.]

[50] Tan J, Lin D, Dai P *et al.* Zooplankton community structure and its key factors of Yangtze Dolphin Nature Reserve in Jiangsu Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, **41**(16): 6494-6505. DOI: 10.5846/stxb202009222464. [谈金豪, 蔺丹清, 代培等. 镇江长江豚类省级自然保护区浮游动物群落结构特征及影响因素. 生态学报, 2021, **41**(16): 6494-6505.]

[51] Tarbe AL, Unrein F, Stenuite S *et al*. Protist herbivory: A key pathway in the pelagic food web of Lake Tanganyika. *Microbial Ecology*, 2011, **62**(2): 314-323. DOI: 10.1007/s00248-011-9817-8.

[52] Burns CW, Galbraith LM. Relating planktonic microbial food web structure in lentic freshwater ecosystems to water quality and land use. *Journal of Plankton Research*, 2007, **29**(2): 127-139. DOI: 10.1093/plankt/fbm001.

[53] Zheng XY, Wang LQ, Gai JJ *et al.* Dynamic and community structure of zooplankton in Dianshan Lake. *Chinese Journal of Zoology*, 2009, **44**(5): 78-85. DOI: 10.13859/j.cjz.2009.05.007. [郑小燕, 王丽卿, 盖建军等. 淀山湖浮游动物的群落结构及动态. 动物学杂志, 2009, **44**(5): 78-85.]

[54] Jiang JG, Wu SG, Shen YF. Establishment of some peculiar protozoans′ species pollution value from Donghu Lake. *Environmental Science*, 1999, **20**(6): 45-48. [姜建国, 吴生桂, 沈韫芬. 武汉东湖部分原生动物种类污染值的建立. 环境科学, 1999, **20**(6): 45-48.]