doi:10.3969/j.issn.1001-4616.2026.04.005

抚河鳜鱼国家级水产种质资源保护区水生生物资源初步调查

胡茂林[1],鲍宇轩[1],吴祖昆[1],丁　鲲[2],张　鹏[2],周胜福[2],袁晓泉[2]

(1.南昌大学生命科学学院,江西 南昌 330031)
(2.江西省抚州市农业科学研究所,江西 抚州 344000)

[**摘要**]　为了解抚河鳜鱼国家级水产种质资源保护区的水生生物资源现状,本研究于 2022—2024 年的夏季和秋季对该保护区的水生生物进行了调查,重点分析了水生生物的年际变化特征及主要保护对象的资源现状. 本次调查共采集浮游植物 129 种,3 年的平均密度和平均生物量分别为(145.46±47.24)×10^4 cells/L、(3.12±1.04) mg/L;2022 年和 2023 年的优势浮游植物类群为硅藻,2024 年则为绿藻. 共鉴定浮游动物 64 种,3 年的平均密度为(4.94±1.65)×10^3 ind./L,每年都以原生动物的密度最大;3 年的平均生物量为(5.26±3.21) mg/L,2022—2024 年依次以枝角类、桡足类、轮虫的生物量最高;2022—2024 年的浮游动物 Shannon-Wiener 多样性指数逐年下降. 共收集底栖动物 24 种,3 年的平均密度和平均生物量分别为(6.72±0.42)×10^3 ind./m^2、(67.42±37.46) g/m^2;2022 年的底栖动物密度以环节动物最高,2023 年和 2024 年都以节肢动物最大,而 2022 年的底栖动物生物量以节肢动物最大、2023 年和 2024 年均以软体动物最高;2022—2024 年的底栖动物 Shannon-Wiener 多样性指数逐年上升. 共发现鱼类 35 种,每年都以鲤科鱼类的数量和重量最多;3 年共采集主要保护对象(鳜属鱼类)的数量和重量仅分别占渔获物总数量和总重量的 0.66%和 1.04%,且鳜属鱼类以体长介于 20~25 cm、体重小于 300 g 的个体为主. 建议进一步开展该保护区鳜属鱼类的种群生物学与资源评估研究,在此基础上探索鳜属鱼类的增殖放流以恢复其资源.

[**关键词**]　浮游生物,底栖动物,鱼类,水产种质资源保护区
[**中图分类号**]Q143　[**文献标志码**]A　[**文章编号**]1001-4616(2026)04-0051-10

Preliminary Investigation of Aquatic Biological Resources of the Mandarin Fish National Aquatic Germplasm Resources Reserve in Fuhe River

Hu Maolin[1],Bao Yuxuan[1],Wu Zukun[1],Ding Kun[2],Zhang Peng[2],Zhou Shengfu[2],Yuan Xiaoquan[2]

(1.School of Life Sciences,Nanchang University,Nanchang 330031,China)
(2.Fuzhou Institute of Agricultural Sciences in Jiangxi Province,Fuzhou 344000,China)

Abstract:In order to understand aquatic biological resources of the mandarin fish national aquatic germplasm resources reserve in Fuhe River,an investigation of plankton,benthic animals,and fish in this reserve was conducted during summer and autumn from 2022 to 2024. The focus was on analyzing the inter-annual variation characteristics of aquatic organisms and the resource status of the main protected objects. A total of 129 phytoplankton species were collected. The average density and average biomass over the three-year period were (145.46±47.24)×10^4 cells/L and (3.12±1.04) mg/L respectively. The dominant phytoplankton groups were diatoms in 2022 and 2023,while green algae were dominant in 2024. A total of 64 species of zooplankton were identified. The average density over the three-year period was(4.94±1.65)×10^3 ind./L,and the density of protozoa was the highest each year. The average biomass over the three-year period was (5.26±3.21)mg/L. From 2022 to 2024,the biomass of cladocerans,copepods,and rotifers was the highest in sequence. The Shannon-Wiener diversity index of zooplankton decreased year by year from 2022 to 2024. A total of 24 species of benthic animals were collected. The average density and average biomass over the three-year period were(6.72±0.42)×10^3 ind./m^2

收稿日期:2026-01-04.
基金项目:国家自然科学基金项目(32060271)、江西省自然科学基金项目(20232BAB205068).
通讯作者:袁晓泉,高级水产师,研究方向:水产育种技术研究与推广. E-mail:fzsnks@163.com

and(67.42±37.46) g/m^2 respectively. In 2022, the density of benthic animals was the highest for annelids, while in 2023 and 2024, it was the highest for arthropods. In 2022, the biomass of benthic animals was the highest for arthropods, while in 2023 and 2024, it was the highest for mollusks. The Shannon-Wiener diversity index of benthic animals increased year by year from 2022 to 2024. A total of 35 species of fish were found, and the number and weight of Cyprinidae fish were the highest each year. Over the three-year period, the number and weight of the main protected fish (the genus *Siniperca*) accounted for only 0.66% and 1.04% of the total number and total weight of the catches respectively, and the fish of the genus *Siniperca* were mainly individuals with a body length between 20–25 cm and a body weight less than 300 g. It was recommended that further research on the population biology and resource assessment of the genus *Siniperca* in this reserve would be carried out, and on this basis, the stock enhancement and release of the genus *Siniperca* would be explored to restore their resources.

Key words: plankton, benthic animals, fish, aquatic germplasm resources reserve

水产种质资源是重要的生物多样性遗传资源和渔业生产物质基础,水产种质资源保护区是为保护水产种质资源及其生存环境,在保护对象的产卵场、索饵场、越冬场和洄游通道(“三场一通道”)等重要区域依法划定并予以特殊保护和管理的水域、滩涂及其毗邻的岛礁、陆域[1-2]. 水产种质资源保护区分为国家级和省级,农业农村部至今已公布 11 批 535 处国家级水产种质资源保护区(覆盖面积约 15.63 万 km^2),初步建立覆盖海洋与陆域的水产种质资源保护体系,对 650 多种国家重点保护水产种质资源及其“三场一通道”等关键栖息场所进行保护,缓解水产种质资源衰退和水域生态恶化[3-4]. 其中,陆域的水产种质资源保护区共 471 处,以黄颡鱼(*Pelteobagrus fulvidraco*)、鳜(*Siniperca chuatsi*)、翘嘴鲌(*Culter alburnus*)、鲤(*Cyprinus carpio*)等鱼类为保护对象的保护区居多,主要分布在长江、黄河、黑龙江、淮河、珠江等流域[5]. 目前,关于水产种质资源保护区的资源现状、水环境质量、适应性管理和划定状况等方面虽开展了一些研究,但我国的水产种质资源保护区仍普遍存在生态环境本底调查不足、水生生物资源系统监测少以及保护对象种群信息缺乏等问题,无法及时有效掌握水生生物资源变动规律和趋势,使保护管理工作缺乏整体性和科学性[1,5].

抚河鳜鱼国家级水产种质资源保护区(以下简称鳜鱼保护区)于 2008 年 12 月 22 日批准建立,地理坐标为东经 116°35′39″~116°38′39″、北纬 27°33′39″~27°41′39″,总面积为 15 km^2(其中核心区 5 km^2、实验区 10 km^2),主要保护对象为鳜属鱼类(*Siniperca* sp.)资源及其生境,其他保护对象包括黄颡鱼[4-5](*P. fulvidraco*)、青鱼(*Mylopharyngodon piceus*)、草鱼(*Ctenopharyngodon idella*)、鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)、鳙(*Aristichthys nobilis*)和吻鮈(*Rhinogobio typus*)等[6]. 自鳜鱼保护区成立以来,未见关于该保护区水生生物资源的研究报道. 水生生物作为水生态系统的关键组成部分,对水环境的稳定维持具有不可替代的作用,其种类组成、密度及生物量的动态变化,会通过食物链的传导效应对水生态系统的整体结构与功能产生显著影响[7]. 为了填补鳜鱼保护区的水生生物资源调查不足以及主要保护对象种群信息空缺,本研究基于 2022—2024 年的水生生物调查数据,初步分析该保护区的浮游生物、底栖动物及鱼类资源现状,为鳜鱼保护区的科学管理提供基础数据.

1 材料与方法

1.1 采样时间与采样点设置

鳜鱼保护区位于江西省抚州市南城县境内抚河江段,根据保护区的江段特点以及代表性与可操作性原则,共设置 3 个采样断面(图 1). 各采样断面的经纬度以及水深和水面宽度如表 1 所示,于 2022—2024 年的夏季和秋季对每个采样断面的水生生物进行调查.

表 1 采样断面的经纬度与水深和水面宽

Table 1 The latitude and longitude, water depth, and water surface width of the sampling sections

采样断面		经度	纬度	水深/m	水面宽/km
编号	名称				
S1	实验区断面 1	116°38′15.51″	27°32′31.80″	0.77~3.45	0.28
S2	实验区断面 2	116°39′15.14″	27°36′57.78″	1.27~4.89	0.77
S3	核心区断面	116°36′1.24″	27°40′30.15″	1.49~7.38	1.07

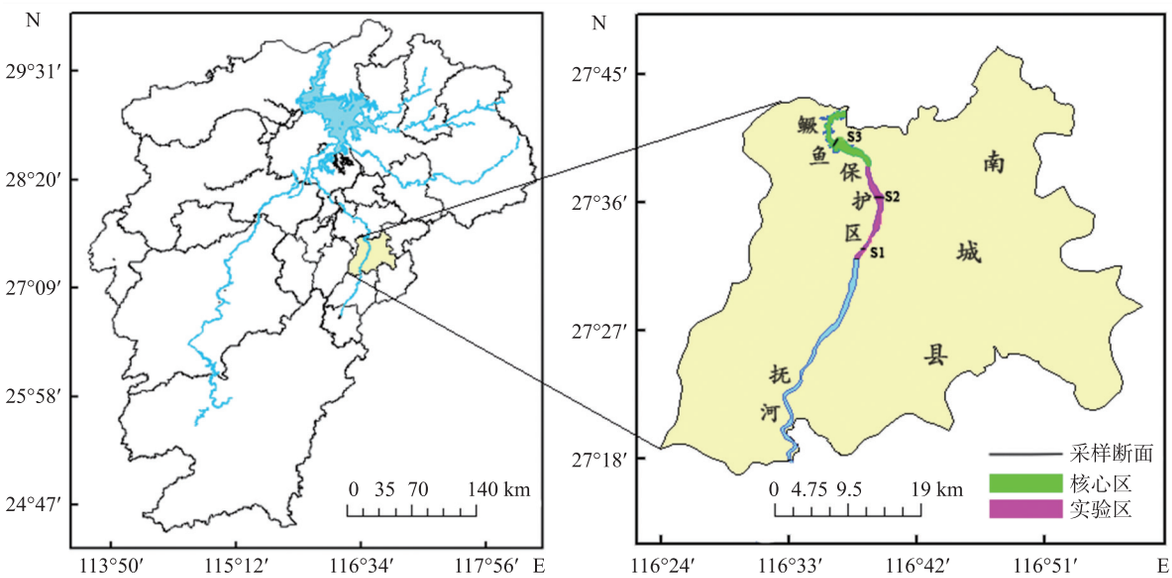


图 1　鳜鱼保护区的地理位置及采样断面分布

Fig. 1　Location and sampling sections of the mandarin fish national aquatic germplasm resources reserve in the Fuhe River

1.2　样品采集与鉴定

1.2.1　浮游生物采集与处理

浮游生物的采集、固定与计数参照《淡水浮游生物调查技术规范》[8]执行,定性样品用 25#浮游生物网在每个采样断面的河流两侧与中间水面下 0.5 m 处“∞”型拖动采集,将滤液加入 100 mL 采样瓶带回实验室进行浮游植物(用 1.5%的鲁哥氏液固定)和浮游动物(用 4%的甲醛溶液固定)鉴定. 定量样品则用采水器在每个采样断面的河流两侧表层以及河流中间上、中、下层各取 2 L 水样,混合后取 1 L 水样用鲁哥氏液固定,带回实验室静置沉淀 48 h 后浓缩至 50 mL 用于浮游植物定量检测;浮游动物定量样品使用 25#浮游生物网过滤每个采样断面的混合水样,滤液加入 100 mL 采样瓶并用甲醛溶液固定. 然后,参照相关资料[9-11]进行种类鉴定及密度与生物量换算.

1.2.2　底栖动物采集与处理

底栖动物采集与分拣参照《内陆水域渔业自然资源调查规范》[12]执行,定性样品用 D 形网(网口贴底)在每个采样断面的两岸浅水区来回多次拖动或扰动底质使生物入网,同时捡拾河岸浅滩处的软体动物或贝壳,收集样品后经筛洗、挑拣并固定保存;定量样品则用彼得森采泥器(1/16 m^2)在每个采样断面的两岸与中间各采集 2~3 次底泥,经 60 目网筛筛洗后倒入白瓷盘中挑选底栖动物,用 95%乙醇溶液固定. 回实验室后参考相关文献[10-12]鉴定种类并计数和称重,然后换算成密度与生物量.

1.2.3　鱼类采集与处理

使用 4 张三层刺网(长×高分别为 100 m×1.5 m,网目分别为 2 cm、6 cm、10 cm 和 14 cm)以及 1 个地笼(长×宽×高为 18 m×0.4 m×0.3 m,网目为 0.8 cm)采集每个采样断面的渔获物,下午约 5 点放网、次日早晨 5 点取网,历时约 12 h. 依据《中国动物志》等相关专著[13-15]现场鉴定鱼类种类并计数与称量,后将鱼类放回原采样水域. 全长和体长精确到 0.1 cm,体重精确到 0.1 g,对不能及时鉴定的种类用 10%的福尔马林溶液进行保存,记录网具、时间、地点等信息后带回实验室鉴定到种.

1.3　多样性分析

采用相对重要性指数(*IRI*)划分水生生物的优势种(*IRI*≥1 000),选取 Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数和 Simpson 优势度指数衡量水生生物的群落结构多样性,公式分别为:

鱼类相对重要性指数[16]

$$IRI=(N\%+W\%)\times F\%. \tag{1}$$

Shannon-Wiener 多样性指数[17]

$$H=-\sum(P_i\times\ln P_i). \tag{2}$$

Pielou 均匀度指数[18]

$$J=\frac{H'}{\ln S}. \tag{3}$$

Simpson 优势度指数[19]

$$\lambda=1-\Sigma P_i^2. \tag{4}$$

式中,$N\%$为某物种的相对密度,$W\%$为某物种的相对生物量,$F\%$为某物种的出现频率,Pi 为 i 物种的个体数占总个体数的比例,S 为总物种数.

2　结果与分析

2.1　水生生物种类

本次调查共鉴定出浮游植物 7 门 129 种,2022—2024 年分别为 70 种、71 种和 56 种,每年均以绿藻门种类最多,分别占当年种数的 70.0%、67.6%和 71.4%,表明绿藻是该保护区浮游植物的主要类群;共发现浮游动物 4 门 64 种,2022—2024 年各为 36 种、37 种和 22 种,每年都是轮虫类最多,分别占当年实际检出种数的 83.3%、81.1%和 50.0%,但 2024 年轮虫类占比下降,原生动物及枝角类占比上升;共记录底栖动物 3 门 25 种,2022—2024 年分别为 5 种、17 种和 7 种,虽然种类数的年际间波动剧烈,但每年均以环节动物与节肢动物为主;共鉴定鱼类 3 目 5 科 35 种,2022—2024 年各为 29 种、27 种和 30 种,每年均以鲤科鱼类为主,分别占当年总种数的 86.2%、92.6%和 83.3%,显示鲤科鱼类是该保护区的核心鱼类类群.

2.2　水生生物优势种类

2022—2024 年,浮游植物、浮游动物、底栖动物及鱼类的优势种分别有 7 种、8 种、13 种和 9 种,各类群优势种的年际更替明显(表 2).

表 2　2022—2024 年鳜鱼保护区的水生生物优势种类

Table 2　The dominant aquatic species of the mandarin fish national aquatic germplasm resources reserve in the Fuhe River

优势种类	相对重要性指数		
	2022 年	2023 年	2024 年
一、浮游植物			
1.颤藻属的一种(*Oscillatoria* sp.)	1 607.35		
2.颗粒直链藻(*Melosira granulata*)	1 475.40		
3.舟形藻属的一种(*Navicula* sp.)	1 032.91		
4.飞燕角甲藻(*Ceratium hirundinella*)		3 789.33	2 224.37
5.马鞍藻属的一种(*Campylodiscus* sp.)		1 095.05	
6.尖针杆藻(*Synedra acus*)			1 622.59
7.锐新月藻(*Closterium acerosum*)			1 148.23
二、浮游动物			
1.刺胞虫属的一种(*Acanthocystis* sp.)	1 063.57		
2.瘤棘砂壳虫(*Difflugia tuberspinifera*)	2 657.04		
3.广布中剑水蚤(*Mesocyclops leuckarti*)	1 233.89	1 379.41	
4.侠盗虫属的一种(*Strobilidium* sp.)		1 025.12	
5.颈沟基合溞(*Bosminopsis deitersi*)	1 867.45		
6.前节晶囊轮虫(*Asplachna priodonta*)			3 088.32
7.王氏似铃壳虫(*Tintinnopsis wangi*)			2 043.82
8.花篮臂尾轮虫(*Brachionus capsuliflorus*)			1 700.56
三、底栖动物			
1.河蚬(*Corbicula fluminea*)		1 396.44	
2.沼虾属的一种(*Macrobrachium* sp.)	4 827.49		
3.水丝蚓属的一种(*Limnodrilus* sp.)	4 340.66		
4.摇蚊幼虫(*Chironomid* sp.)	4 315.72		
5.中国圆田螺(*Cipangopaludina chinensis*)		1 840.83	
6.铜锈环棱螺(*Bellamya aeruginosa*)		1 612.92	
7.福寿螺(*Pomacea canaliculata*)		1 124.94	
8.环足摇蚊属的一种(*Cricotopus* sp.)		2 826.84	
9.隐摇蚊属的一种(*Cryptochironomus* sp.)		1 201.33	

续表 2

Table 2 Continued

优势种类	相对重要性指数		
	2022 年	2023 年	2024 年
10.圆顶珠蚌(*Unio douglasiae*)			8 810.29
11.中华河蚓(*Rhyacodrilus sinicus*)			1 272.87
12.弓石蛾属的一种(*Arctopsyche* sp.)			1 190.47
13.厚唇嫩丝蚓(*Teneridrilus mastix*)			1 079.62
四、鱼类			
1.达氏鲌(*Culter dabryi*)		1 314.73	3 687.68
2.蒙古鲌(*Culter mongolicus*)	1 060.73		2 176.17
3.鲂(*Megalobrama skolkovii*)	1 514.40		
4.黄尾鲴(*Xenocypris davidi*)		2 414.82	2 263.86
5.鳙(*Aristichthys nobilis*)			1 113.29
6.蛇鮈(*Saurogobio dabryi*)		2 971.99	1 031.55
7.鲫(*Carassius auratus*)	2 631.81	3 317.50	1 410.22
8.鲤(*Cyprinus carpio*)			1 057.37
9.似鳊(*Pseudobrama simoni*)			1 108.87

浮游植物优势种在 2022 年以硅藻门为主,2023 年与 2024 年则以甲藻门的飞燕角甲藻(*Ceratium hirundinella*)为绝对优势种(*IRI* 分别为 3789.33 和 2224.37),调查期间浮游植物优势类群由硅藻向甲藻、绿藻转变.

浮游动物优势种在 2022 年以原生动物和枝角类为主,2023 年以原生动物和桡足类为主,2024 年则以轮虫类的前节晶囊轮虫(*Asplachna priodonta*)和原生动物的王氏似铃壳虫(*Tintinnopsis wangi*)为主导,轮虫类优势度显著上升.

底栖动物优势种年际变化最为剧烈,2022 年以耐污型的环节动物和节肢动物为主,2023 年以软体动物和节肢动物为主,2024 年则以软体动物的圆顶珠蚌(*Unio douglasiae*)、环节动物和节肢动物为主,呈现“耐污型”—“软体动物型”—“混合型”的演替模式,且福寿螺已成为稳定优势种,需警惕其入侵影响.

鱼类优势种均为鲤科鱼类,2022 年以鲫(*Carassius auratus*)、鲂(*Megalobrama skolkovii*)、蒙古鲌(*Culter mongolicus*)为主,2023 年以鲫(*C. auratus*)、蛇鮈(*Saurogobio dabryi*)、黄尾鲴(*Xenocypris davidi*)、达氏鲌(*Culter dabryi*)为主,2024 年以达氏鲌(*C. dabryi*)、黄尾鲴(*X. davidi*)、蒙古鲌(*C. mongolicus*)、鲫、鲤(*C. carpio*)、鳙(*A. nobilis*)、似鳊(*Pseudobrama simoni*)为主. 达氏鲌的 *IRI* 值从 2023 年的 1314.73 跃升至 2024 年的 3687.68,成为绝对优势种,表明其种群数量大幅增长.

2.3 水生生物多样性

2022—2024 年,水生生物 Shannon-Wiener 多样性指数(*H*)、Pielou 均匀度指数(*J*)和 Simpson 优势度指数(λ)的年度均值如表 3 所示.

表 3 2022—2024 年鳜鱼保护区的水生生物多样性指数

Table 3 Diversity indices of aquatic organisms in the mandarin fish national aquatic germplasm resources reserve of the Fuhe River

水生生物	多样性指数	2022 年	2023 年	2024 年
浮游植物	*H*	3.85±0.02	3.88±0.18	3.49±0.13
	J	0.93±0.02	0.95±0.003	0.97±0.004
	λ	0.97±0.003	0.98±0.01	0.97±0.001
浮游动物	*H*	2.91±0.23	2.78±0.05	2.35±0.47
	J	0.94±0.02	0.93±0.01	0.94±0.03
	λ	0.94±0.01	0.93±0.003	0.88±0.05
底栖动物	*H*	0.74±0.57	1.24±0.35	1.51±0.21
	J	0.60±0.15	0.91±0.01	0.89±0.05
	λ	0.37±0.28	0.71±0.06	0.72±0.05
鱼类	*H*	2.70±0.42	2.28±0.25	2.16±0.12
	J	0.86±0.09	0.72±0.08	0.83±0.06
	λ	0.87±0.10	0.84±0.05	0.67±0.09

浮游植物多样性指数的年际波动较小,表明浮游植物群落结构较稳定、种类分布较均匀.

浮游动物的 H 值由 2022 年的 2.91 持续下降至 2024 年的 2.35、λ 值也由 0.94 降至 0.88、λ 值较稳定(0.93~0.94),多样性下降的主要原因是优势种集中度提高,尤其是 2024 年的前节晶囊轮虫(*A. priodonta*)的绝对优势所致.

底栖动物的 H 值由 2022 年的 0.74 显著上升至 2024 年的 1.51、λ 值由 0.37 升至 0.72、J 值由 0.60 升至 0.89,尽管 2024 年种类数减少,但群落分布趋于均匀,多样性明显改善.

鱼类群落 H 值由 2022 年的 2.70 降至 2024 年的 2.16、λ 值由 0.87 降至 0.67、J 值在 0.72~0.86 波动,表明鱼类群落多样性下降但优势度减弱,虽然部分优势种(如达氏鲌)的数量激增,但其他物种的渔获量占比较均匀.

2.4　水生生物资源量

调查期间,鳜鱼保护区浮游植物的平均密度为(145.46±47.24)×10^4 cells/L、平均生物量为(3.12±1.04)mg/L. 2023 年的密度与生物量最高(183.01×10^4 cells/L、3.65 mg/L),2024 年密度最低(92.44×10^4 cells/L)、但生物量(3.80 mg/L)略高于 2022 年(1.92 mg/L). 2022 年和 2023 年均以硅藻为主,硅藻密度分别占总密度的 51.2%和 33.97%,生物量分别占 47.75%和 32.33%;2024 年绿藻成为优势,密度和生物量分别占 39.09%和 44.72%(图 2a).

浮游动物的平均密度为(4.94±1.65)×10^3 ind./L,2023 年最高(6.02×10^3 ind./L)、2024 年最低(3.04×10^3 ind./L),每年都以原生动物的密度最高,分别占每年浮游动物总密度的 62.67%、74.72%、57.92%,原生动物的小个体、高繁殖率特性使其在数量上始终占优. 浮游动物的平均生物量为(5.26±3.21)mg/L,2022 年最高(7.88 mg/L)、2024 年最低(1.68 mg/L),其中 2022 年枝角类的生物量最大(占 2022 年浮游动物总生物量的 49.96%)、2023 年桡足类的生物量最大(占 35.85%)、2024 年轮虫的生物量最大(占 81.69%)(图 2b).

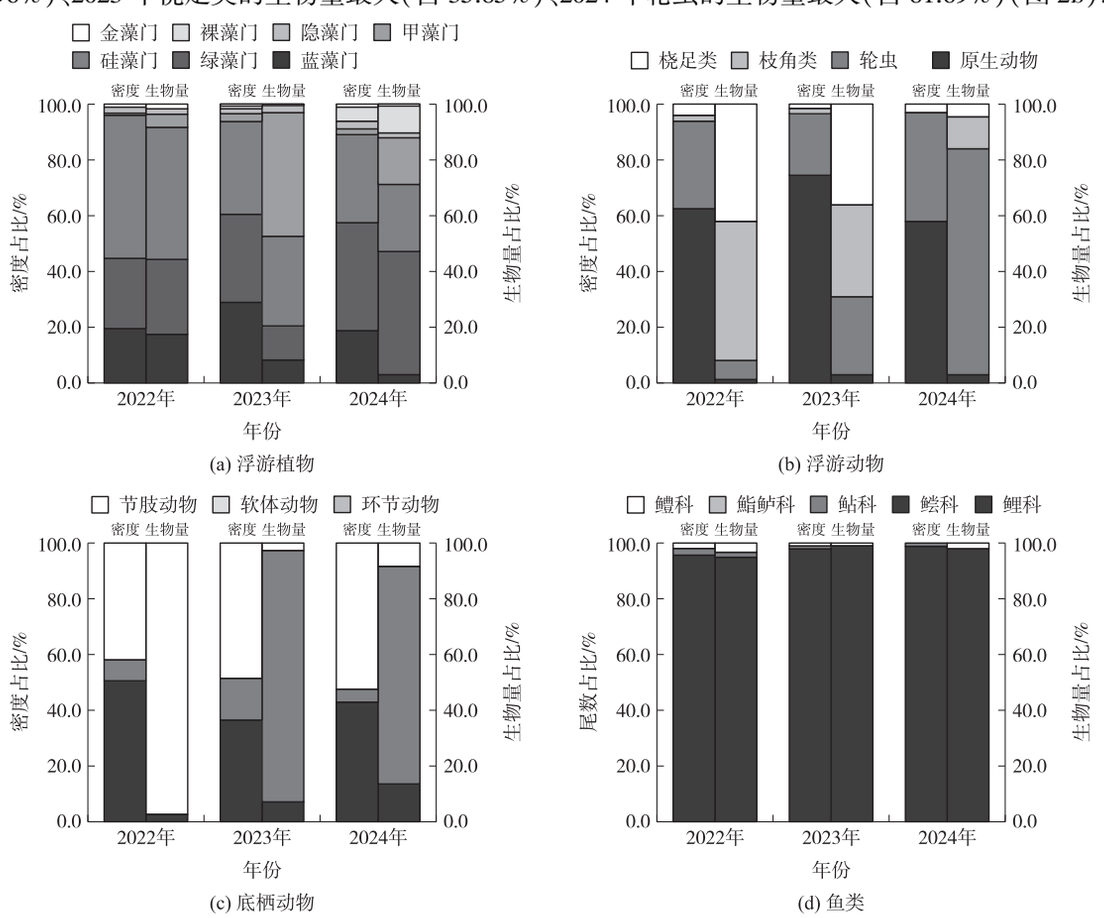


图 2　2022—2024 年鳜鱼保护区水生生物资源量的年变化

Fig. 2　Annual variation of aquatic organism resources in the mandarin fish national aquatic germplasm resources reserve of the Fuhe River

底栖动物的平均密度为(6.72±0.42)×10³ind./m²,其中2022年以环节动物的密度最高、占2022年底栖动物总密度的50.72%,2023年和2024年均以节肢动物的密度最大,分别占48.48%和52.38%. 平均生物量为(67.42±37.46)g/m²,2022年节肢动物的生物量最高、占2022年底栖动物总生物量的97.68%,2023年和2024年都以软体动物的生物量最高、分别占90.95%和78.52%(图2c).

2022—2024年共采集渔获物7 234尾、重1 540.86 kg,以达氏鲌的个体数最多(占渔获物总数量的20.91%)、鳙的重量最高(占渔获物总重量的19.32%). 同时,2022—2024年捕获的渔获物数量和重量逐年增加,且每年的渔获物数量与重量均以鲤科鱼类占比最大、鲿科鱼类次之(图2d).

此外,本次调查仅采集到48尾鳜属鱼类、重16 030.9 g,占渔获物总数量的0.66%、总重量的1.04%. 其中,鳜(*S. chuatsi*)共计15尾、8 991.3 g,体长、体重范围分别为10.2~40.3 cm、23.3~1 778.3 g(表4),以20~25 cm的体长组、小于300 g的体重组个体为主(图3). 大眼鳜(*S. kneri*)共计33尾、7 039.6 g,体长、体重范围分别为7.7~31.0 cm、10.3~643.2 g(表4),也以20~25 cm的体长组、小于300 g的体重组个体为主(图3).

表4 2022—2024年鳜与大眼鳜的资源量与体长体重组成

Table 4 The resources and body length and weight composition of *Siniperca chuatsi* and *Siniperca kneri* in the mandarin fish national aquatic germplasm resources reserve of the Fuhe River

种类	年份	数量/尾	重量/g	体长/cm		体重/g	
				范围	均值	范围	均值
鳜 *S. chuatsi*	2022	8	7 132.0	20.3~40.3	31.7±8.0	191.0~1 778.3	891.5±610.6
	2023	1	981.4	34.0	/	981.4	/
	2024	6	877.9	10.2~25.0	17.2±5.8	23.3~354.8	146.3±139.9
大眼鳜 *S. kneri*	2022	12	3 450.2	7.7~31.0	22.3±6.0	10.3~643.2	280.8±183.4
	2023	13	3 086.7	17.9~29.7	22.5±3.5	128.7~468.8	237.4±105.3
	2024	8	502.7	8.3~20.5	12.6±4.6	12.9~205.1	62.8±69.4

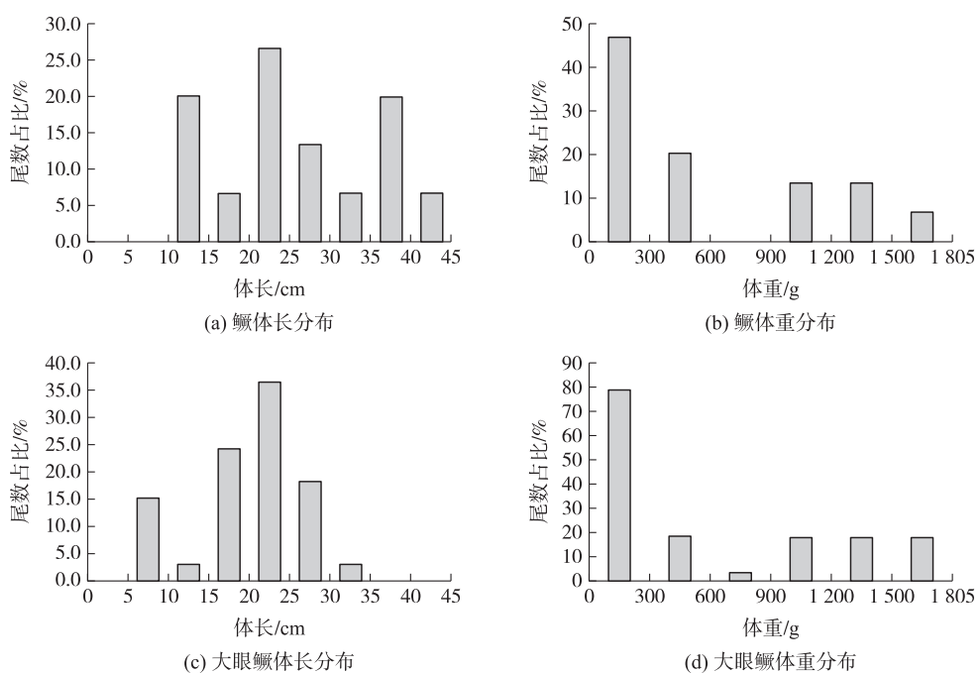


图3 2022—2024年鳜与大眼鳜的体长与体重分布

Fig. 3 The body length and weight distribution of *Siniperca chuatsi* and *Siniperca kneri* in the mandarin fish national aquatic germplasm resources reserve of the Fuhe River

3 讨论

本次水生生物资源调查结果表明,绿藻和硅藻为该保护区浮游植物群落的主要类群,这种绿藻-硅藻型的浮游植物群落结构与汉江襄阳段长春鳊保护区相似[20]. 2022年与2023年的资源量以硅藻为主、

2024 年为绿藻,但优势类群从硅藻(2022、2023 年)向绿藻(2024 年)转变,这种“硅藻→绿藻”的演替在河流生态系统中常作为水体富营养化加剧的重要信号[21]. 本研究还发现,2024 年绿藻门种类虽较前两年减少,但其生物量升至 2.36 mg/L,同时优势种出现飞燕角甲藻(甲藻门)和尖针杆藻(硅藻门)并存的现象,类似的情况在赣江干流的长期监测中也有发现. 甲藻的繁殖往往需要水温升高、有机质丰富,硅藻的繁盛通常依赖于水体中充足的硅酸盐和较高的透明度[22-23],而绿藻则对水体中氮、磷等营养盐的响应更为迅速[24-26]. 近 40 年来浮游植物优势类群在经历“硅藻+绿藻→硅藻+蓝藻→硅藻”的显著转变,这一演替过程往往与流域人类活动干扰(污染输入、水利工程)及后续环境治理密切相关[27];汾河水库的调查中也同样发现浮游植物优势类群在硅藻与绿藻之间存在年际交替,且综合营养状态指数与群落结构变化呈现显著关联[28]. 从生物多样性来看,浮游植物的多样性 H 值在 2024 年略微降低、均匀度 J 值反而略微升高,表明群落内优势种的优势度不极端,但整体种类减少仍然导致多样性轻微下降. 尽管 3 年间的浮游植物多样性相对稳定,但优势类群已发生由硅藻向绿藻的转变,且甲藻与绿藻优势并存,反应保护区水体营养水平可能在 2022 年到 2024 年有所变化. 建议后续调查同步监测总氮、总磷等水环境要素,以验证这一推断并明确营养水平变化的具体驱动因素.

浮游动物通过摄食藻类影响藻类多样性,同时又为底栖动物提供食物来源,在食物网中具有承上启下的作用[29]. 本次调查发现鳜鱼保护区的浮游动物中原生动物密度最高、生物量却最低,而枝角类的生物量突出,但密度较低. 究其原因可能与枝角类的个体大但其种群增长受鱼类捕食压力限制,而原生动物的高密度得益于其短世代时间和高繁殖率,能快速响应藻类或细菌的爆发;但个体微小(通常<0.1 mm)导致单位生物量贡献有限[30-32]. 这种现象在受扰动水体中并非个例,锦江河国家级水产种质资源保护区的调查显示,浮游动物群落中轮虫类和原生动物的物种数的占比较高,研究指出在被摄食压力下降及饵料生物资源减少的共同影响下,外界环境对个体较小的原生动物和轮虫类更为有利[33]. 同时,浮游动物多样性 H 值的年变化呈现缓慢下降趋势,这一趋势可能与优势种(前节晶囊轮虫)的高度集中有关[34]. 此外,前节晶囊轮虫是富营养化水体的典型指示种,常见于总磷、总氮较高的水域,高邮湖的轮虫群落研究也证实前节晶囊轮虫是该湖泊富营养水平湖区的优势种之一[35]. 同时轮虫类优势度的增加,往往与水体营养状态升高相关联,这与浮游植物中绿藻比例上升的现象相互印证[36].

虽然底栖动物多样性 H 值的年变化呈现上升趋势(从 2022 年的 0.74 上升至 2024 年的 1.51),但 2024 年的底栖动物种类数显著减少. 究其原因可能是:(1)2022 年底栖动物群落以水丝蚓、摇蚊幼虫等寡毛类为主,种类单一且个体数集中,导致均匀度极低. (2)虽然 2024 年种类少,但环节动物、软体动物和节肢动物三者相对均衡,均匀度升高. 2024 年的种类数减少可能与强降雨冲刷河流底质有关,有研究表明底栖动物分布与河流的底质类型及水文特点存在密切相关[37]. 强降雨导致流量激增,河床底质被冲刷重组,附着在砾石或大型植物根部的摇蚊幼虫、螺类大量流失,而能穴居于深层泥沙的中华河蚓和能固着于光滑石面的弓石蛾幼虫得以保留. 同时,每年的底栖动物优势种组成变化明显,2022 年优势种主要以水丝蚓属及摇蚊幼虫等耐污型为主,2023 年优势种为河蚬、中国圆田螺、铜锈环棱螺、福寿螺等软体动物,2024 年则以圆顶珠蚌(软体动物)、中华河蚓(环节动物)和弓石蛾属(节肢动物)为主,这种“耐污型(寡毛类/摇蚊)—软体动物型(螺/蚌)—混合型”的演替模式在抚河流域已有报道[38]. 此外,福寿螺已成为鳜鱼保护区的主要底栖动物之一,福寿螺作为入侵物种,其适应性及繁殖力极强,且食性广、食量大,会与本地鱼类、螺类等争夺食物和栖息地资源导致本地物种数量下降[39],并且该物种于 2023 年起成为优势种,2024 年的生物量也较高,说明该入侵物种已广布于该保护区. 建议保护区管理部门对福寿螺进行长期监测,必要时探索青鱼、甲鱼等天敌的生物防控措施.

鳜鱼保护区的主要鱼类都是鲤科鱼类,这可能与鲤科鱼类的高适应性有关[40]. 然而,该保护区的主要保护对象(鳜属鱼类)的重量仅占总渔获量的 0.66%,且都以体长 20~25 cm 的个体为主. 究其原因可能有以下几个方面:(1)鳜属鱼类主要以虾类、鱼类等为食,且随着个体的增大更喜好捕食鱼类[41],而达氏鲌(*IRI* 为 1 314~3 688)、蒙古鲌(*IRI* 为 1 060~2 176)、黄尾鲴(*IRI* 为 2 264~2 415)等为该保护区的主要优势物种,其中鲌属与鳜属同为凶猛性鱼类,鲌属凭借更高的种群数量可能对鳜属鱼类形成竞争抑制[42]. (2)尽管鳜鱼保护区已实行全面禁捕,但该保护区水域仍存在偷捕行为,由于鳜属鱼类的市场价格高,这种有选择性的偷捕行为可能会损害鳜属鱼类资源[43]. (3)有研究表明[44],禁渔可以降低鱼类的捕捞死亡

率,但禁渔初期鱼类仍然是呈现小型化现象;2022—2024 年为长江十年禁渔前期,且每年仅用刺网和地笼调查两次,这可能会降低捕获大个体鳜属鱼类的概率.

4 结论

根据 2022—2024 年鳜鱼保护区的水生生物调查数据,发现该保护区水生生物群落的年际变化明显,浮游植物的主要类群由硅藻向绿藻转变,浮游动物和鱼类多样性逐年下降,底栖动物多样性虽呈上升趋势,但福寿螺已成优势种,主要保护对象(鳜属鱼类)的个体较小、资源量较低. 综上,后续应同步监测总氮、总磷等水环境要素,以明确保护区水体的营养水平. 开展福寿螺和鳜属鱼类的长期监测,尝试投放青鱼、甲鱼等福寿螺天敌进行生物防控,并在研究鳜属鱼类种群特征的基础上探讨鳜属鱼类增殖放流的可行性.

[参考文献]

[1] 郭子良,张曼胤,崔丽娟,等. 中国国家级水产种质资源保护区建设及其发展趋势分析[J]. 水生态学杂志,2019,40(5):112-118.

[2] 李大命,唐晟凯,钟立强,等. 江苏省内陆水域国家级水产种质资源保护区建设现状及展望[J]. 水产科技情报,2023,50(4):259-264.

[3] 尹铎,梁诗,林煦丹. 长江流域国家级水产种质资源保护区时空演变特征及其驱动因素[J]. 长江流域资源与环境,2024,33(8):1663-1678.

[4] 胡迪文,刘涛,李忠炉. 国家级海洋水产种质资源保护区建设现状及管理对策分析[J]. 海洋开发与管理,2025,42(1):141-155.

[5] 盛强,茹辉军,李云峰,等. 中国国家级水产种质资源保护区分布格局现状与分析[J]. 水产学报,2019,43(1):62-80.

[6] 农业部渔业局. 国家级水产种质资源保护区资料汇编(第二批)[M]. 北京:中国环境出版社,2014.

[7] 樊恩源,刘宝祥,冯庚菲. 水生生物价值初步分析[J]. 中国渔业经济,2005,23(4):13-15.

[8] 中华人民共和国农业部. SC/T 9401—2010 淡水浮游生物调查技术规范[S]. 北京:中国农业出版社,2011.

[9] 胡鸿钧,魏印心. 中国淡水藻类:系统、分类及生态[M]. 北京:科学出版社,2006.

[10] 韩茂森,束蕴芳. 中国淡水生物图谱[M]. 北京:海洋出版社,1995.

[11] 周凤霞,陈剑虹. 淡水微型生物与底栖动物图谱(第三版)[M]. 北京:化学工业出版社,2020.

[12] 张觉民,何志辉. 内陆水域渔业自然资源调查手册[M]. 北京:农业出版社,1991.

[13] 朱松泉. 中国淡水鱼类检索[M]. 南京:江苏科学技术出版社,1995.

[14] 陈宜瑜. 中国动物志·硬骨鱼纲·鲤形目(中卷)[M]. 北京:科学出版社,1998.

[15] 褚新洛,郑葆珊,戴定远. 中国动物志·硬骨鱼纲·鲇形目[M]. 北京:科学出版社,1999.

[16] Kurian A. Index of relative importance-a new method for assessing the food habits of fishes[J]. Indian Journal of Fisheries,1977,24(1/2):217-219.

[17] Shannon C E. A mathematical theory of communication[J]. The Bell System Technical Journal,1948,27(3):379-423.

[18] Pielou E C. The measurement of diversity in different types of biological collections[J]. Journal of Theoretical Biology,1966,13(1):131-144.

[19] Simpson E H. Measurement of diversity[J]. Nature,1949,163(4148):688.

[20] 俞佳茜. 汉江襄阳段长春鳊国家级水产种质资源保护区水生生物现状调查与分析[D]. 武汉:华中农业大学,2024.

[21] 任辉,田恬,杨宇峰,等. 珠江口南沙河涌浮游植物群落结构时空变化及其与环境因子的关系[J]. 生态学报,2017,37(22):7729-7740.

[22] Smith V H,Joye S B,Howarth R W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems[J]. Limnology and Oceanography,2020,51(1/2):351-355.

[23] 李荐华,郑芳文,吴超,等. 长江中下游典型硅酸盐岩流域自然风化与人类活动影响下的水化学特征——以抚河流域为例[J]. 地球与环境,2021,49(4),347-357.

[24] 刘信安,封丽,Charles Q J. 三峡库区水华优势藻类生长动力学的普适性研究[J]. 环境科学,2008,29(8):2143-2148.

[25] Nwankwegu A S,Zhang L,Xie D T,et al. Metabolites dynamics exacerbated by external nutrients inputs into a Ceratium hirundinella -dominated bloom in the Pengxi River,Three Gorges Reservoir,China[J]. Aquatic Toxicology,2023,

258:106507.
[26] Burkholder J M, Glasgow H B, Hobbs C W. Fish kills linked to a toxic ambush-predator dinoflagellate: distribution and environmental conditions[J]. Marine Ecology Progress Series, 1995, 124(1/3): 43-61.
[27] 钱奎梅,陈宇炜,罗潋葱,等. 赣江干流浮游植物群落结构分布与长期变化[J]. 湖泊科学,2026,38(4):000-000.
[28] 赵乐乐,耿志远,贺芷慧,等. 汾河水库浮游植物种群变化及其与水环境因子的关系[J]. 湿地科学,2024,22(4):526-535.
[29] Sotton B, Guillard J, Anneville O, et al. Trophic transfer of microcystins through the lake pelagic food web: evidence for the role of zooplankton as a vector in fish contamination[J]. Science of the Hotal Environment, 2014, 466/467(1): 152-163.
[30] Vakkilainen K, Kairesalo T, Hietala J, et al. Response of zooplankton to nutrient enrichment and fish in shallow lakes: A pan-European mesocosm experiment[J]. Freshwater Biology, 2004, 49(12): 1619-1632.
[31] 安睿,王凤友,于洪贤,等. 三环泡湿地浮游动物功能群季节变化及其影响因子[J]. 生态学报,2017,37(6):1851-1860.
[32] 王硕,杨涛,李小平,等. 渭河流域浮游动物群落结构及其水质评价[J]. 水生生物学报,2019,43(6):1333-1345.
[33] 梁正其,王慧,冉辉,等. 锦江河特有鱼类国家级水产种质资源保护区浮游动物群落结构[J]. 渔业现代化,2016,43(5):71-80.
[34] 王丽君,吴佳琪,阿力米日·阿力木江,等. 草地群落中不同植物种在物种多样性中作用大小的探究[J]. 草地学报,2023,31(4):1081-1088.
[35] 马会娟,李茹梦,唐晟凯,等. 高邮湖轮虫群落结构分析及水质生态学评价[J]. 江苏农业科学,2021,49(1):192-197.
[36] Liu X, Lu X, Chen Y. The effects of temperature and nutrient ratios on microcystis blooms in Lake Taihu, China: an 11-year investigation[J]. Harmful Algae, 2011, 10(3): 337-343.
[37] 贺湛斐,童春富. 太浦河大型底栖动物群落组成及时空分布特征[J]. 生态学报,2023,43(11):4619-4631.
[38] 胡 芳,刘聚涛,温春云,等. 抚河流域底栖动物群落结构及基于完整性指数的健康评价[J]. 水生态学杂志,2022,43(1):30-39.
[39] 郭靖,章家恩. 福寿螺入侵机制的研究进展[J]. 生态学杂志,2014,33(3):806-815.
[40] 陈旭,刘雄军,孙威威,等. 抚河源自然保护区鱼类群落结构及主要物种生长特征[J]. 水生生物学报,2020,44(4):829-837.
[41] 杨凯,朱思华,高银爱,等. 鳜种质资源及开发利用现状调查综述[J]. 当代水产,2010,35(9):56-60.
[42] 赵明光,冯广朋,王海华,等. 基于胃含物分析法和 eDNA 宏条形码技术的鄱阳湖凶猛性鱼类食性分析[J]. 湖泊科学,2025,37(2):532-542.
[43] Xiong F, Li Z, Brosse S, et al. Fishing ban halts seven decades of biodiversity decline in the Yangtze River[J]. Science, 2026, 391(6786): 719-723.
[44] 吴子君,章海鑫,张桂芳,等. 鄱阳湖禁捕前后鳜(*Siniperca chuatsi*)生长特性及种群参数研究[J]. 江西农业大学学报,2024,46(1):220-231.

[责任编辑:黄　敏]