

## 鄱阳湖鱼类群落结构及其时空动态

杨少荣<sup>1,2,3</sup>, 黎明政<sup>1,2</sup>, 朱其广<sup>1,2</sup>, 王美荣<sup>1,2</sup>, 刘焕章<sup>1,2\*</sup>

(1. 中国科学院水生生物研究所, 湖北 武汉 430072; 2. 中国科学院水生生物多样性与保护重点实验室, 湖北 武汉 430072; 3. 中国长江三峡集团公司, 四川 成都 610041)

**摘要:** 为系统阐明鄱阳湖鱼类群落特征及其影响因素, 以便为鄱阳湖的鱼类资源保护及可持续利用提供理论依据, 2010年4~11月对鄱阳湖鱼类群落空间差异和季节动态进行了调查。结果表明, 共调查到鱼类72种, 隶属于7目14科46属。在群落结构上, 江湖洄游型鱼类占鱼类种数的25.00%, 河流型鱼类占鱼类种数的19.44%, 湖泊定居型鱼类占鱼类种数的55.56%。在空间结构上, 沿岸带共采集到鱼类49种, 其中鲫(*Carassius auratus*)、鲤(*Cyprinus carpio*)、鲢(*Silurus asotus*)、黄颡鱼(*Pelteobagrus fulvidraco*)等10个种类在数量上占优势; 敞水区共采集到鱼类68种, 其中刀鲚(*Coilia ectenes*)、鲫(*Carassius auratus*)、贝氏鲟(*Hemiculter bleekeri*)、似鳊(*Pseudobrama simoni*)等10个种类在数量上占优势; 沿岸带鱼类密度和生物量在各样点间存在显著差异。在季节变化方面, 敞水区物种数和生物量在月份间存在显著差异。鱼类群落组成与环境因子的CCA分析发现, 影响鄱阳湖沿岸带鱼类群落的环境因子为水温、支流影响、离长江距离和透明度, 而影响敞水区鱼类群落的环境因子为离长江距离和透明度。

**关键词:** 鄱阳湖; 鱼类群落结构; 时空动态

中图分类号: S931.1 文献标识码: A 文章编号: 1004-8227(2015)01-0054-11

DOI: 10.11870/cjlyzyyhj201501008

鱼类群落动态与环境梯度之间的关系研究有助于阐明生物与非生物因子对群落的构建作用, 也是水域生态学的一个重要议题<sup>[1]</sup>。事实上, 所有水域生态系统都会遭受一定程度的时空干扰<sup>[2~4]</sup>。江河泛滥平原是世界上生物多样性最丰富的生态系统之一<sup>[5]</sup>, 也是受干扰强度比较大的一个区域<sup>[6]</sup>, 泛滥平原水体的一个主要生态特征是水位随着每年洪水周期的影响表现出明显的季节性波动<sup>[7]</sup>, 水位的波动会导致泛滥平原湖泊中的鱼类群落结构随之改变<sup>[8]</sup>。此外, 泛滥平原的湖泊对许多鱼类的繁殖和补充具有重要的作用, 是很多鱼类重要的哺育和庇护场所<sup>[9]</sup>。因此, 关于泛滥平原湖泊鱼类群落动态及其与环境因子之间关系的研究越来越多。

长江泛滥平原湖泊众多, 占全国淡水湖泊面积的71.5%<sup>[10]</sup>, 历史上这些湖泊与长江干支流相通, 形成独特的江湖复合生态系统, 孕育了东亚丰富的鱼类多样性。由于人类活动的影响, 许多湖泊与长江直接的联系被分隔, 加上过度捕捞、环境污染等人

类活动的影响, 长江泛滥平原湖泊鱼类资源现状已不容乐观<sup>[11,12]</sup>。为了保护湖泊鱼类资源, 前人开展了大量湖泊的鱼类群落研究<sup>[13~18]</sup>。但是, 这些研究大多是针对阻隔湖泊, 而对通江湖泊的鱼类群落研究相对较少<sup>[19]</sup>。

目前仅鄱阳湖、洞庭湖及石臼湖3个湖泊与长江自由相通, 这些湖泊对保护长江水系生物多样性有重要作用<sup>[20]</sup>。其中, 鄱阳湖是中国最大的淡水湖泊, 也是仅存的大型通江湖泊之一, 对于长江鱼类资源的保护至关重要<sup>[21]</sup>。先前涉及到鱼类方面的研究主要关注鱼类分类或区系<sup>[22]</sup>、生物学<sup>[23,24]</sup>、遗传<sup>[25,26]</sup>、种群<sup>[27]</sup>以及渔业资源<sup>[21,28]</sup>等方面, 少量涉及到鄱阳湖通江水道鱼类群落方面的研究<sup>[29]</sup>。对于系统研究湖区鱼类时空动态的研究未见报道。

本研究于2010年的4、7、9和11月对湖泊进行了系统的鱼类生态调查。其目的: 一是系统阐明鄱阳湖鱼类群落特征; 二是研究鱼类群落的影响因素。以便为鄱阳湖的鱼类资源保护及可持续利用提供理

收稿日期: 2013-10-28; 修回日期: 2014-01-23

基金项目: 国务院三峡工程建设委员会办公室生态环境项目(JJ[2013]-010); 中国长江三峡集团公司资助项目(0799522); 中国长江三峡集团公司资助项目(0799527)

作者简介: 杨少荣(1984~), 男, 博士, 主要从事水生生态学研究. E-mail: fisherysr@163.com

\* 通讯作者 E-mail: hzliu@ihb.ac.cn

论依据。

## 1 材料方法

### 1.1 鄱阳湖概况

鄱阳湖(E115°49′~116°46′,N28°24′~29°46′)是我国第一大淡水湖,长江中下游仅存的 3 个通江湖泊之一,鄱阳湖流域总面积为 16.22 万 km<sup>2</sup>,南北长 173 km,东西最宽处达 74 km。鄱阳湖是受江(长江)、河(五河)水位制约水量吞吐平衡而形成的过水性、吞吐型、季节性的湖泊,洪、枯水位面积相差极大,形成了“高水是湖,低水似河”“洪水一片,枯水一线”的特殊景观<sup>[30]</sup>。

### 1.2 样品采集与环境参数

2010 年 4、7、9 和 11 月采用网簏(定置网)、拖网对鄱阳湖鱼类进行了 4 次较为全面的调查,4 和 11 月为枯水季节,7 和 9 月为丰水季节(图 1)(收集自江西水文信息网;http://www.jxsw.cn/)。调查样点设置如图 2,用网簏对鄱阳湖沿岸带鱼类进行调查,调查样点为 W1~W6,每个样点调查 2~3 个网簏,每个网簏放置 24 h,取单网产量(CPUE)进行数据分析;用拖网对鄱阳湖敞水区鱼类进行调查,拖网调查样点为 T1~T4,每个样点进行 3~4 次拖网定量调查,每次采集距离约 500 m,取单网产量(CPUE)进行数据分析。当场鉴定鱼的种类,并测量鱼类的体长、体重,分别精确到 1 mm 和 0.1 g。

进行鱼类采样前,测量各样点相应的水环境参数,包括水温(WT)、溶氧(DO)、pH、透明度(Tra),在 Google earth 上测量各样点离长江的距离(Dis),记录采样点支流的出现情况,出现记为 1,不出现记为 0。具体参数值见表 1。

### 1.3 数据分析

根据生活习性将调查到的鱼类划分为 3 种类型:河流型鱼类、湖泊型鱼类和江湖洄游型鱼类<sup>[31-32]</sup>,刀

鲚原则上是河海洄游型鱼类,但是由于分类的不确定性,本研究中暂定为江湖洄游型鱼类进行数据分析。比较鱼类物种数、密度、生物量、各生态类型及重要鱼类的体长、丰度的时空动态,采用 Excel 2010、GraphPad Prism 5 及开放软件 R<sup>[33]</sup>进行数据分析和作图。

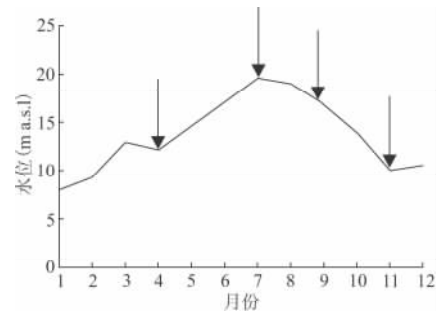


图 1 2010 年鄱阳湖月平均水位图(箭头表示采样时间)  
Fig. 1 Mean Monthly Water-level Changes of Poyang Lake in 2010(the arrows indicating the sampling times of this study)

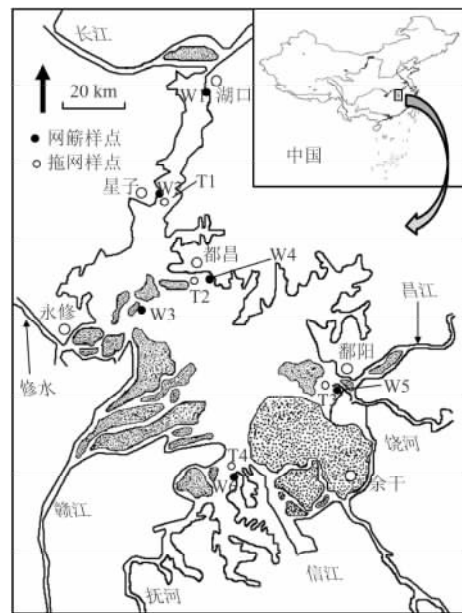


图 2 鄱阳湖采样点示意图

Fig. 2 Sampling Sites in Poyang Lake

表 1 各样点环境因子(Mean±SD)

Tab. 1 Major Environmental Properties (Mean±SD) of Sampling Sites in Poyang Lake

样点	水温(°C)	溶氧(mg/L)	pH	透明度(cm)	离长江距离(km)	支流有无(1/0)	位置
W1	22.8±7.4	7.33±1.11	7.37±0.69	52±15	9.08	1	沿岸带
W2	23.3±7.2	6.98±1.20	7.73±0.43	38±11	33.57	0	沿岸带
W3	24.6±8.5	7.63±0.90	7.72±0.22	64±45	68.78	1	沿岸带
W4	23.7±7.0	7.45±1.29	7.60±1.00	55±34	60.78	0	沿岸带
W5	23.1±6.9	7.95±1.58	7.22±0.51	52±14	104.75	1	沿岸带
W6	23.9±9.1	7.78±2.21	7.45±0.30	52±15	110.93	1	沿岸带
T1	24.1±8.7	7.51±1.04	7.70±0.44	49±30	35.93	1	敞水区
T2	23.7±7.3	7.49±1.50	7.24±0.53	68±33	57.15	0	敞水区
T3	23.5±7.8	8.24±2.36	7.51±0.54	44±15	102.04	1	敞水区
T4	24.5±8.8	7.41±1.64	7.59±0.53	47±27	109.94	1	敞水区

环境参数最大标准化预处理后,环境参数除 pH、支流有无外,均进行  $\lg(x+1)$  转化,作为环境数据源;对物种数据进行处理,去除尾数百分比小于 0.1% 的种类<sup>[34]</sup>,鱼类群落组成作为生物数据源,构成环境因子与种类矩阵。对鱼类群落分布的除趋势对应分析 (Detrended correspondence analysis, DCA),来判断采用线性或非线性的模式 (gradient length > 4 standard units, 为非线性; 2 < gradient length < 4, 线性和非线性均可; gradient length < 2 standard units, 则为线性) 更为适合群落组成与环境因子关系的分析<sup>[35]</sup>。非线性采用典范对应分析 (canonical correspondence analysis, CCA), 线性采用冗余分析 (redundancy analysis, RDA)。为了优化分析,鱼类群落数据进行  $\lg(x+1)$  转化,波动因子大于 20 的环境因子均被剔除<sup>[36]</sup>,并在分析中降低了稀有种的权重。以  $p < 0.10$  的标准<sup>[37]</sup>,用前选和 Monte Carlo 转置法确定对鱼类群落分布具有重要且独立作用的最少变量组合。该最小变量组用于最终的分析中。本研究用通用软件 Canoco for Windows 4.5 软件进行 DCA 和 CCA 分析和作图。

## 2 结果

### 2.1 种类组成

共调查到鱼类 72 种,隶属于 7 目 14 科 46 属。江湖洄游型鱼类占鱼类种数的 25.00%, 河流型鱼类占鱼类种数的 19.44%, 湖泊定居型鱼类占鱼类种数的 55.56%。其中,沿岸带网罟渔获物中共调查到 49 种鱼类,合计 6 136 尾,总重 473 197.7 g。

数量上占优势的 10 个种类是: 鲫 (*Carassius auratus*)、鲤 (*Cyprinus carpio*)、鲃 (*Silurus asotus*)、黄颡鱼 (*Pelteobagrus fulvidraco*)、光泽黄颡鱼 (*Pelteobagrus nitidus*)、大鳍鱮 (*Acheilognathus macropterus*)、似鳊 (*Pseudobrama simoni*)、鳊 (*Parabramis pekinensis*)、鲢 (*Hypophthalmichthys molitrix*)、大眼鳊 (*Siniperca kneri*), 共占总尾数的 80.25%。江湖洄游型鱼类占总尾数的 14.69%, 河流型鱼类占总尾数的 6.12%, 湖泊定居型鱼类占总尾数的 79.18%。敞水区拖网渔获物中共调查到鱼类 68 种,合计 32 203 尾,总重 500 596.8 g。数量上占优势的 10 个种类是: 刀鲚 (*Coilia ectenes*)、鲫 (*Carassius auratus*)、贝氏鲌 (*Hemiculter bleekeri*)、似鳊 (*Pseudobrama simoni*)、蛇鮈 (*Saurogobio dabryi*)、光泽黄颡鱼 (*Pelteobagrus nitidus*)、光唇蛇鮈 (*Saurogobio gymnocheilus*)、鲤 (*Cyprinus carpio*)、鲃 (*Silurus asotus*)、黄颡鱼 (*Pelteobagrus fulvidraco*), 共占总尾数的 91.67%。江湖洄游型鱼类占总尾数的 68.63%; 河流型鱼类占总尾数的 8.78%, 湖泊定居型鱼类占总尾数的 22.59% (表 2)。

### 2.2 群落组成变化

沿岸带物种数表现出一定的时空波动,7 月份物种数最多,4 月份物种数最少;样点 W3 的物种数最多,样点 W4 的物种数最少 (图 3)。另外,密度和生物量也表现出一定的时空波动 (图 3)。4 月份密度最高,11 月份密度最低;样点 W3 的密度最高,样点 W4 的密度最低。7 月份生物量最高,11 月份生物量最低;样点 W3 的生物量最高。但是,单因素方差分析显示,仅密度和生物量的样点间存在显著差异 ( $p < 0.05$ )。

表 2 鄱阳湖鱼类组成

Tab. 2 Fish Composition in Poyang Lake

鱼名	学名	网罟				拖网			
		Code	N (%)	W (%)	SL (mm)	N (%)	W (%)	SL (mm)	HG
刀鲚	<i>Coilia ectenes</i>	Cect	0.22	0.16	95~330	45.78	15.71	60~327	RL
太湖新银鱼	<i>Neosalanx taihuensis</i>	Ntail	~	~	~	0.01	0.00	141	L
草鱼	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	Cide	1.29	12.48	83~630	0.14	11.72	72~660	RL
青鱼	<i>Mylopharyngodon piceus</i>	Mpic	0.11	1.76	99~585	0.00	0.02	165	RL
赤眼鲟	<i>Squaliobarbus curriculus</i>	Scur	0.31	0.64	135~302	0.00	0.04	223	RL
鳊	<i>Elopichthys bambusa</i>	Ebam	0.34	0.63	160~430	0.00	0.33	520	RL
鳊	<i>Pseudolaubuca sinensis</i>	Psin	0.02	0.01	176	0.15	0.10	64~196	L
寡鳞鳊	<i>Pseudolaubuca engraulis</i>	Peng	0.02	0.01	148	0.01	0.01	103~119	RL
鲌	<i>Hemiculter leucisculus</i>	Hleu	0.63	0.19	72~139	0.84	0.62	35~157	L
贝氏鲌	<i>Hemiculter bleekeri</i>	Hble	0.77	0.18	73~123	8.07	4.93	34~118	RL
红鳍原鲌	<i>Cultrichthys erythropterus</i>	Cery	1.78	1.04	92~235	0.52	1.02	54~271	L
翘嘴鲌	<i>Culter alburnus</i>	Calb	0.66	2.37	100~730	0.15	1.84	68~415	L
蒙古鲌	<i>Culter mongolicus</i>	Cmon	0.34	0.32	112~278	0.05	0.23	45~227	L
达氏鲌	<i>Culter dabryi</i>	Cdab	0.04	0.01	103~143	0.02	0.03	62~165	L
尖头鲌	<i>Culter oxycephalus</i>	Coxy	0.02	0.01	105	~	~	~	L

续表 2

鱼名	学名	网 罟				拖 网			
		Code	N(%)	W(%)	SL(mm)	N(%)	W(%)	SL(mm)	HG
鳊	<i>Parabramis pekinensis</i>	Ppek	2.54	3.04	68~310	0.14	0.84	44~236	RL
鲂	<i>Megalobrama skolkovii</i>	Msko	1.18	0.81	60~235	0.03	0.04	54~147	L
团头鲂	<i>Megalobrama amblycephale</i>	Mamb	0.68	0.39	59~432	0.02	0.27	60~340	L
黄尾鲴	<i>Xenocypris davidi</i>	Xdav	0.26	0.11	87~183	0.02	0.06	126~168	L
银鲴	<i>Xenocypris argentea</i>	Xarg	1.91	0.52	92~160	0.29	0.16	78~132	RL
似鳊	<i>Pseudobrama simoni</i>	Psim	2.80	0.55	56~154	7.83	2.37	46~157	RL
鳙	<i>Aristichthys nobilis</i>	Anob	1.65	22.81	132~575	0.02	1.19	300~413	RL
鲢	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Hmol	2.45	7.85	91~590	0.02	1.75	269~511	RL
花鲢	<i>Hemibarbus maculatus</i>	Hmac	0.83	0.48	89~236	0.06	0.09	86~142	L
似刺鳊鮡	<i>Paracanthobrama guichenoti</i>	Pgui	0.07	0.03	102~154	~	~	~	L
麦穗鱼	<i>Pseudorasbora parva</i>	Ppar	0.02	0.00	62	0.13	0.03	42~89	L
华鲮	<i>Sarcocheilichthys sinensis</i>	Ssin	0.37	0.11	76~141	0.10	0.08	80~124	L
黑鳍鲮	<i>Sarcocheilichthys nigripinnis</i>	Snig	~	~	~	0.15	0.06	47~87	L
小鲮	<i>Sarcocheilichthys parvus</i>	Spar	0.02	0.00	77	0.01	0.00	51	L
银鮡	<i>Squalidus argentatus</i>	Sarg	~	~	~	1.16	0.20	36~81	RL
点纹银鮡	<i>Squalidus wolterstorffi</i>	Swol	~	~	~	0.01	0.00	58~68	L
棒花鱼	<i>Abbottina rivularis</i>	Ariv	~	~	~	1.06	0.18	36~83	L
蛇鮡	<i>Saurogobio dabryi</i>	Sdab	0.24	0.07	111~156	5.13	4.53	54~167	RL
光唇蛇鮡	<i>Saurogobio gymnocheilus</i>	Sgym	~	~	~	4.05	0.92	42~102	R
长蛇鮡	<i>Saurogobio dumerili</i>	Sdum	~	~	~	0.00	0.02	234	RL
铜鱼	<i>Coreius heterodon</i>	Chet	0.02	0.02	168~181	0.00	0.00	94	RL
吻鮡	<i>Rhinogobio typus</i>	Rtyp	~	~	~	0.02	0.02	90~127	RL
宜昌鳅鮡	<i>Gobiobotia filifer</i>	Gfil	0.02	0.00	46	0.07	0.01	41~79	R
高体鳊鮡	<i>Rhodeus ocellatus</i>	Roce	~	~	~	0.00	0.00	41	L
大鳍鱮	<i>Acheilognathus macropterus</i>	Amac	2.86	0.29	47~100	0.49	0.16	45~98	L
兴凯鱮	<i>Acheilognathus chankaensis</i>	Acha	1.48	0.13	53~76	0.79	0.19	35~69	L
越南鱮	<i>Acheilognathus tonkinensis</i>	Aton	0.83	0.07	55~63	0.05	0.03	61~76	L
无须鱮	<i>Acheilognathus gracilis</i>	Agra	~	~	~	0.04	0.01	41~58	L
彩鱮	<i>Acheilognathus imberbis</i>	Aimb	~	~	~	0.01	0.00	44~45	L
鲫	<i>Carassius auratus</i>	Caur	44.64	9.93	48~205	10.12	8.40	25~192	L
鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	Ccar	12.37	17.20	61~542	2.77	24.55	62~1692	L
武昌副沙鳅	<i>Parabotia banarescui</i>	Pban	~	~	~	0.01	0.00	43~75	RL
花斑副沙鳅	<i>Parabotia fasciata</i>	Pfas	~	~	~	0.00	0.00	60	R
泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	Mang	~	~	~	0.30	0.17	69~157	L
大鳞副泥鳅	<i>Paramisgurnus dabryanus</i>	Pdab	~	~	~	0.01	0.01	109~118	L
中华花鳅	<i>Cobitis sinensis</i>	Csin	~	~	~	0.15	0.02	35~107	R
大斑花鳅	<i>Cobitis macrostigma</i>	Cmac	~	~	~	0.12	0.02	36~128	R
黄颡鱼	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	Pful	3.19	0.92	62~182	1.55	1.86	35~202	L
光泽黄颡鱼	<i>Pelteobagrus nitidus</i>	Pnit	3.16	0.61	84~140	4.08	1.92	38~132	R
瓦氏黄颡鱼	<i>Pelteobagrus vachelli</i>	Pvac	1.85	1.96	73~365	0.04	0.07	38~148	R
长须黄颡鱼	<i>Pelteobagrus eupogon</i>	Peup	0.61	0.25	88~182	0.14	0.11	62~128	R
圆尾拟鲢	<i>Pseudobagrus tenuis</i>	Pten	0.03	0.02	138~172	0.01	0.00	44~58	R
粗唇鲢	<i>Leiocassis crassilabris</i>	Lcra	0.03	0.02	102~165	0.06	0.38	75~279	R
鲢	<i>Silurus asotus</i>	Saso	4.30	5.60	105~445	2.29	11.08	108~380	L
南方鲢	<i>Silurus meridionalis</i>	Smer	0.37	4.35	207~950	0.05	0.77	128~400	R
黑尾鲢	<i>Liobagrus nigricauda</i>	Lnig	~	~	~	0.01	0.00	53~58	R
间下鲢	<i>Hyporamphus intermedius</i>	Hint	~	~	~	0.02	0.01	106~144	L
黄鲢	<i>Monopterus albus</i>	Malb	~	~	~	0.03	0.05	243~390	L
大眼鲢	<i>Sini perca kneri</i>	Skne	1.94	0.84	70~248	0.06	0.16	47~173	L
鲢	<i>Sini perca chuatsi</i>	Schu	0.55	0.69	69~290	0.01	0.12	208~260	L
斑鲢	<i>Sini perca scherzeri</i>	Ssch	0.03	0.01	84~91	~	~	~	R
长身鲢	<i>Coreosini perca roulei</i>	Crou	0.02	0.00	90	~	~	~	R
沙塘鳢	<i>Odontobutis obscurus</i>	Oobs	0.05	0.02	93~99	0.03	0.01	46~79	L
小黄鲢鱼	<i>Micropercops swinhonis</i>	Mswi	~	~	~	0.02	0.00	35~41	L
乌鲢	<i>Channa argus</i>	Carg	0.07	0.51	201~385	0.02	0.45	182~315	L
子陵吻鲢虎鱼	<i>Rhinogobius giurinus</i>	Rgiu	~	~	~	0.58	0.03	28~50	L
中华刺鲃	<i>Mastacembelus sinensis</i>	Msin	~	~	~	0.11	0.04	50~183	L

注: Code 为物种代码; N 为尾数百分比; W 为重量百分比; SL 为体长; HG 为生态类型; R 为河流型; RL 为江湖洄游型; L 为湖泊定居型。

敞水区物种数表现出一定的时空波动,4 月份物种数最少;样点 T4 的物种数最多(图 4)。另外,密度和生物量也表现出一定的时空波动(图 4)。11 月份密度最高,4 月份密度最低;样点 T4 的密度最高。11 月份生物量最高;样点 T4 的生物量最高。单因素方差分析显示,仅物种数和生物量的月份间存在显著差异( $p < 0.05$ )。

沿岸带各生态类型的相对丰度表现出一定时空波动(图 5)。湖泊型鱼类在各月份中均占较大比例,河流型鱼类仅在 4 月份占一定比例,江湖洄游型鱼类在 4 月份和 9 月份较低,7 月份和 11 月份占一

定的比例。各样点均以湖泊型鱼类为主,位于通江水道的样点 W1 和 W2 中河流型鱼类占一定比例,其它样点仅占很小的比例,样点 W2 和 W4 中江湖洄游型鱼类占一定比例。

拖网渔获物中各生态类型的相对丰度也表现出一定时空波动(图 6)。江湖洄游型鱼类从 4 月至 11 月份有逐渐增多的趋势,湖泊定居型鱼类在 7 月份中占比例最高,11 月份仅占很小比例,河流型鱼类在 4 月份占比例最高。各样点均以江湖洄游型鱼类为主,位于通江水道的样点 T1 中河流型鱼类占比例较高,湖泊定居型鱼类在各样点所占比例都不高,

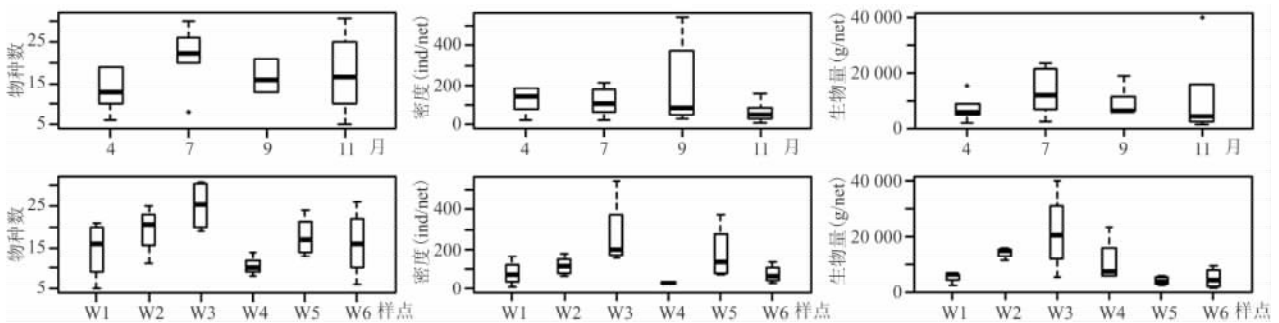


图 3 沿岸带鱼类物种数、密度、生物量时空动态

Fig. 3 Temporal and Spatial Variations in Species Richness, Fish Density and Biomass in Littoral Zone

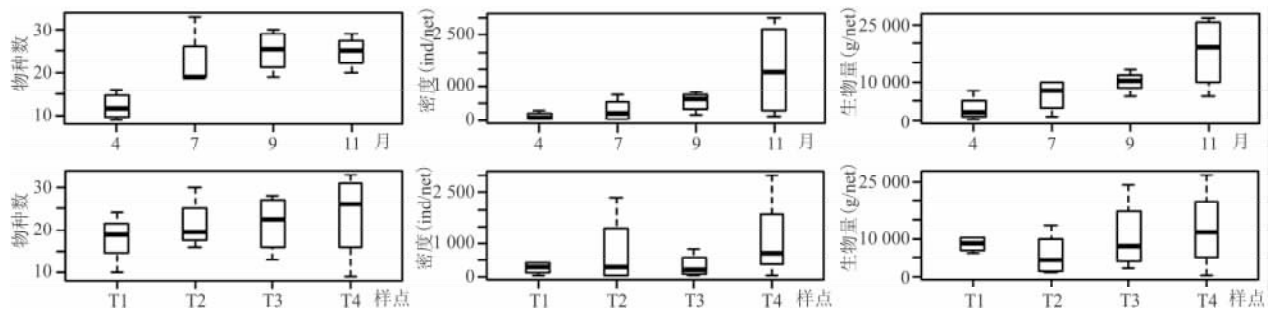
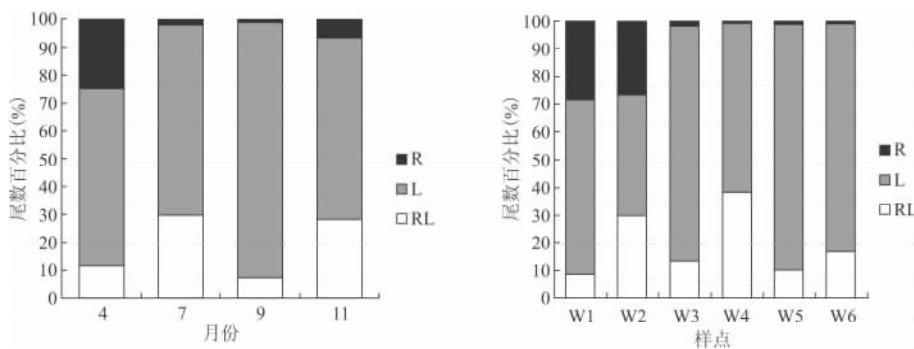


图 4 敞水区鱼类物种数、密度、生物量时空动态

Fig. 4 Temporal and Spatial Variations in Species Richness, Fish Density and Biomass in Open Water



注: R 为河流型;RL 为江湖洄游型;L 为湖泊定居型(下同)。

图 5 沿岸带鱼类生态类型比例时空动态

Fig. 5 Temporal and Spatial Variations of the Relative Composition of Each Habitat Guild in Littoral Zone

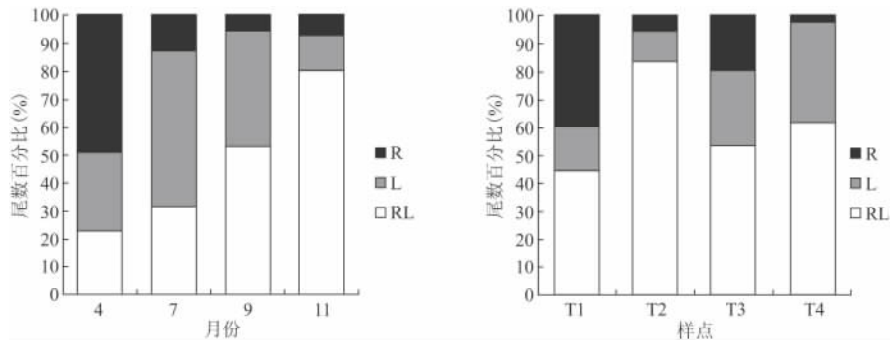


图 6 敞水区类生态类型比例时空动态

Fig. 6 Temporal and Spatial Variations of the Relative Composition of Each Habitat Guild in Open Water

其中样点 T4 中所占比例最高。

### 2.3 群落结构及其与环境因子的关系

对沿岸带鱼类群落,依据物种-样点矩阵和环境变量-样点矩阵进行典范对应分析(CCA)。以  $p < 0.05$  的标准进行 Monte-Carlo 筛选后,保留了 4 个重要的环境变量,按解释差异比例从大到小依次

为:水温、支流有无、离长江距离和透明度。针对这 4 个变量重新执行 CCA,结果显示,CCA 排序图较好的说明了鱼类群落分布与环境因子的关系,第一、二轴共解释了鱼类物种数据 20.5% 的方差值,前两轴中物种与环境关系的方差累积百分比为 70.8% (表 3)。

表 3 沿岸带鱼类群落与环境因子之间关系的 CCA 分析结果

Tab. 3 Canonical Correspondence Analysis (CCA) of Fish Species Abundance Data in Littoral Zone

CCA 轴	1	2	3	4	边缘效应	条件效应	P
特征值	0.184	0.122	0.083	0.043			
种类-环境相关性	0.853	0.789	0.781	0.859			
累计方差百分比							
—物种数据	12.4	20.5	26.1	29.0			
—物种-环境关系	42.6	70.8	90.0	100.0			
环境变量	1	2	3	4	边缘效应	条件效应	P
水温 WT	0.594	-0.170	-0.159	-0.243	0.12	0.12	<0.05
溶氧 DO	-0.225	-0.348	0.287	-0.118	0.07	0.06	NS
透明度 Tra	0.236	-0.393	0.367	-0.232	0.08	0.09	<0.05
离长江距离 Dis	-0.011	-0.679	-0.292	0.347	0.11	0.11	<0.05
pH	0.150	-0.358	0.243	-0.383	0.07	0.05	NS
支流有无 Tri	-0.549	-0.096	-0.281	-0.476	0.11	0.11	<0.05

注: NS 不显著(下同)。

CCA 第一排序轴与水温呈显著正相关,与支流的有无呈显著负相关(表 3,图 7、图 8)。水温较高、没有支流分布的样点多分布在正轴一边,水温较低、靠近支流的样点分布在负轴一边(图 7)。鲤、鲢、鳙、鲂、赤眼鲮、大眼鳊、鳊等在第一排序轴上显示最大正值的物种都主要出现在水温较高、没有支流分布的样点。而出现在第一轴负轴的物种主要出现在水温较低、有支流分布的样点,如黄颡鱼、银鲌、兴凯鲮、贝氏鲮、华鲮、黄尾鲮、青鱼、似鳊等(图 8)。

第二排序轴与离长江距离、透明度显著负相关(表 3,图 7、图 8)。分布在第二轴正轴的样点离长江较近,透明度较低,主要分布的物种有长须黄颡鱼、蛇鮈、光泽黄颡鱼、瓦氏黄颡鱼、刀鲚等。分布在第二轴负轴的样点离长江较远,透明度较高,主要分布的物

种有大鳍鱮、草鱼、越南鱮、团头鲂、鳊等(图 7、图 8)。

在 CCA 排序图上(图 8),靠近原点的物种有可能是在鄱阳湖沿岸带分布较为广泛的物种,导致显示不出对环境的特殊适应性,如鲮、鲫、红鳍原鲂、翘嘴鲂、鲂、花鲢、南方鲂、鳊、蒙古鲂等。

对敞水区鱼类群落,依据物种-样点矩阵和环境变量-样点矩阵进行典范对应分析(CCA)。以  $p < 0.05$  的标准进行 Monte-Carlo 筛选后,保留了 2 个重要的环境变量,按解释差异比例从大到小依次为:离长江距离和透明度。针对这 2 个变量重新执行 CCA,结果显示,CCA 排序图较好的说明了鱼类群落分布与环境因子的关系,第一、二轴共解释了鱼类物种数据 23.4% 的方差值,前两轴中物种与环境关系的方差累积百分比为 100.0%(表 4)。

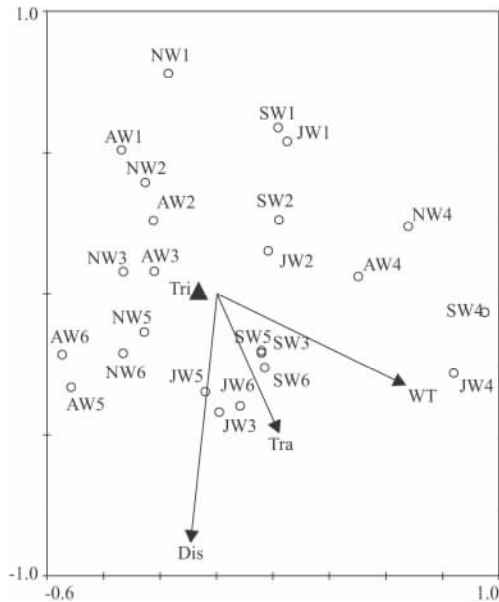


图 7 沿岸带鱼类群落与环境因子的 CCA 样点排序图  
Fig. 7 Sites Ordination Results from Canonical Correspondence Analysis (CCA) of Fish Abundance in Littoral Zone

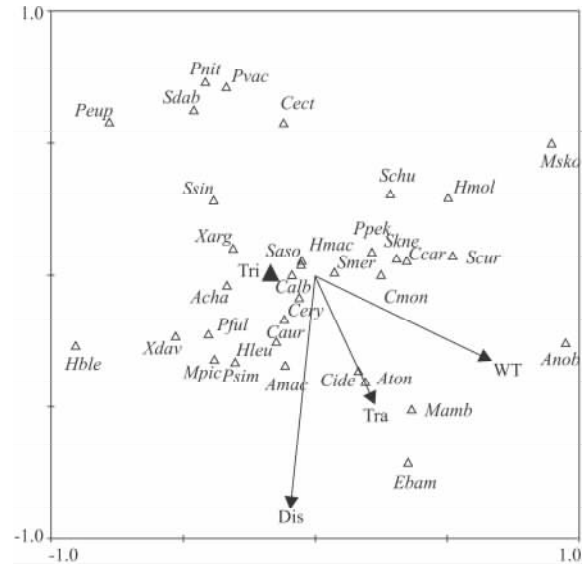


图 8 沿岸带鱼类群落与环境因子的 CCA 物种排序图  
Fig. 8 Species Ordination Results from Canonical Correspondence Analysis (CCA) of Fish Abundance in Littoral Zone

表 4 敞水区鱼类群落与环境因子之间关系的 CCA 分析结果

Tab. 4 Canonical Correspondence Analysis (CCA) of Fish Species Abundance Data in Open Water

CCA 轴	1	2	3	4			
特征值	0.174	0.113	0.228	0.160			
种类-环境相关性	0.864	0.875	0.000	0.000			
累计方差百分比							
—物种数据	14.2	23.4	42.0	55.0			
—物种-环境关系	60.6	100.0	0.0	0.0			
环境变量	1	2	3	4	边缘效应	条件效应	P
水温 WT	-0.310	0.687	0.301	0.124	0.12	0.06	NS
溶氧 DO	0.060	0.018	-0.492	0.315	0.06	0.05	NS
透明度 Tra	-0.429	0.766	0.076	0.078	0.15	0.14	<0.05
离长江距离 Dis	-0.782	-0.223	-0.292	-0.022	0.15	0.15	<0.05
pH	-0.280	0.497	0.052	-0.196	0.05	0.05	NS
支流 Tri	-0.043	0.198	-0.502	-0.422	0.04	0.06	NS

CCA 第一排序轴与透明度和离长江距离呈负相关(表 4,图 9、图 10)。透明度低、离长江近的样点多分布在正轴一边,剪明度高、离长江远的样点分布在负轴一边(图 9)。长须黄颡鱼、光唇蛇鮠、光泽黄颡鱼、鮎、刀鲚、蛇鮠等在第一排序轴上显示最大正值的物种都主要出现在剪明度低、离长江近的样点。而出现在第一轴负轴的物种主要出现在剪明度高、离长江远的样点,如棒花鱼、兴凯鱊、鲈、大鳍鱊、泥鳅、银鲶、麦穗鱼、草鱼等(图 10)。

第二排序轴与剪明度呈正相关,与离长江距离呈负相关,(表 4,图 9、图 10)。如分布在第二轴负轴的样点离长江较远,剪明度较低,主要分布的物种有银鮠、宜昌鳅鮠、子陵吻鰕虎鱼、大斑花鳅、瓢鱼等

(图 9、图 10)。

在 CCA 排序图上(图 10),靠近原点的物种有可能是在鄱阳湖敞水区域分布较为广泛的物种,导致显示不出对环境的特殊适应性,如鲤、鲫、鳊、翘嘴鮰、似鳊、贝氏鲈、中华花鳅、黄颡鱼等。

### 3 讨论

#### 3.1 鄱阳湖鱼类群落结构

由于结构的复杂性和水位的频繁波动,泛滥平原湖泊拥有广阔的生境条件,通常具有较高的鱼类多样性<sup>[38]</sup>。虽然本研究仅是对鄱阳湖鱼类进行定量采集,仍然记录有 72 种鱼类,结合前人的报道,鄱

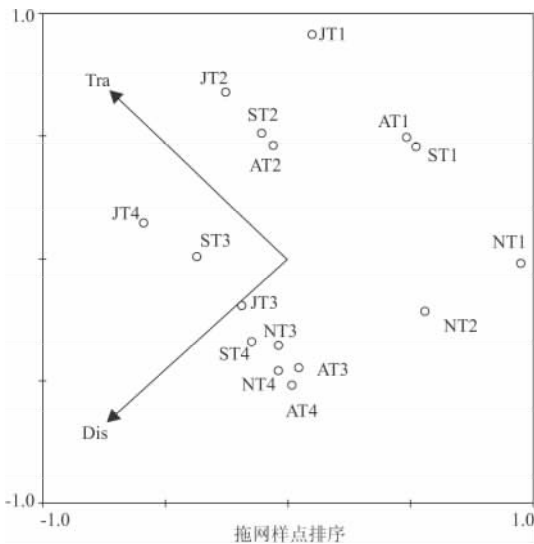


图 9 敞水区鱼类群落与环境因子的 CCA 样点排序图

Fig. 9 Sites Ordination Results from Canonical Correspondence Analysis (CCA) of Fish Abundance Data in Open Water

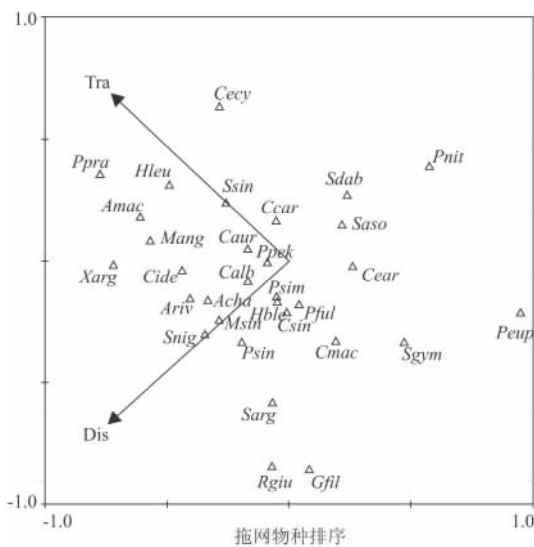


图 10 敞水区鱼类群落与环境因子的 CCA 物种排序图

Fig. 10 Species Ordination Results from Canonical Correspondence Analysis (CCA) of Fish Abundance Data in Open Water

阳湖共记录鱼类约 136 种<sup>[21,22,39]</sup>。与中国其他的湖泊相比(中国湖泊鱼类种类平均数为 35)<sup>[40]</sup>,鄱阳湖具有非常高的鱼类丰富度。但是,与先前的研究相比,鄱阳湖鱼类丰富度仍有明显下降,1980 年前,记录鱼类 117 种<sup>[23]</sup>,1982~1990 年记录鱼类 103 种<sup>[41]</sup>,1997~2000 年记录鱼类 101 种<sup>[21]</sup>,中华鲟、鲌及鮡科等洄游型鱼类在本次调查中均未采集到。

江湖连通对于维持泛滥平原湖泊鱼类多样性起到至关重要的作用<sup>[41~43]</sup>。历史上,长江中下游的绝

大多数湖泊为通江湖泊,与长江自然相通,与长江干流及支流形成独特而完整的江湖复合生态系统。然而,20 世纪 50 年代以来,大量的水利工程的兴建导致江湖阻隔,鱼类的洄游通道丧失,生境异质性下降。通江湖泊鱼类种类数明显多于阻隔湖泊,且通江湖泊非定居性鱼类种类数明显多于阻隔湖泊<sup>[19]</sup>。例如,本研究中鄱阳湖非定居性鱼类占到近 50%。王利民等(2005)对涨渡湖的调查发现,江湖阻隔后涨渡湖鱼类多样性下降,群落结构向单一化方向发展,洄游型和流水性鱼类比重由 50 年代的 50%下降到现在的不足 30%<sup>[44]</sup>。因此,保持鄱阳湖与长江的自然连通是保护鱼类多样性的有效措施。

### 3.2 群落结构时空动态及其与环境因子的关系

CCA 分析结果显示,影响鄱阳湖沿岸带鱼类群落的环境因素为水温、支流有无、离长江距离和透明度,而影响鄱阳湖敞水区鱼类群落的环境因素为离长江距离和透明度。大量研究表明,水温是影响湖泊鱼类群落结构的关键环境因子,因为水温是影响鱼类关键生理、生化和生活史过程的主要环境因子<sup>[45]</sup>。在本研究中,水温是影响鄱阳湖沿岸带鱼类群落分布的最重要的环境因子。随着季节变化,湖泊水温会表现出明显差异,而水温作为沿岸带鱼类群落的重要影响因子,说明鄱阳湖沿岸带鱼类群落的季节变化明显。例如,7 月份水温最高,沿岸带鱼类的物种数也最多,并且生物量也最高(图 3)。

生态交错区是两个或多个生态地带之间的过渡区域,是多种要素的联合作用和转换区,各要素相互作用强烈,往往是生物多样性较高的区域,对生态系统中生物的组成起到决定性的作用<sup>[46~49]</sup>。而湖泊与河流交汇处可以认为是一个生态交错区,这个区域生物与非生物因子的相互作用会对鱼类组成起到关键性的作用<sup>[50]</sup>。本研究中,支流有无也是影响鄱阳湖沿岸带鱼类群落的一个重要的环境因子。鄱阳湖汇纳赣江、抚河、信江、饶河和修河五大河流,有支流分布的样点生境异质性高,为鱼类的生存提供了更多的微生境。在没有支流分布的样点 W4,鱼类物种数、密度、生物量等都相对较低(图 3),并且河流型鱼类的分布也最少(图 5)。

泛滥平原湖泊的功能主要受河流水文格局的影响(洪水脉冲概念(Flood Pluse Concept))<sup>[7]</sup>,随着距离主干流的距离的变化,洪水的影响也随之变化,相应的鱼类群落也会受到影响<sup>[51]</sup>。虽然 Rodríguez & Lewis 和 Tejerina-Garro 等的研究发现景观变量未对热带区泛滥平原鱼类群落结构产生影响<sup>[52,53]</sup>。



但是,本研究中,离长江距离对鄱阳湖沿岸带和敞水区鱼类群落都是重要的影响因子。例如,离长江近的样点河流型鱼类相对丰度相对较多(图 5、图 6)。说明河流干扰是影响鄱阳湖鱼类群落的一个重要因素。

对热带区泛滥平原的研究发现,水体透明度是鱼类群落组成与分布的良好预测器<sup>[51]</sup>,鱼类通过下行效应(top-down)对鱼类群落产生影响。Rodríguez & Lewis(1997)据此提出捕食—透明度—形态(piscivory-transparency-morphometry,PTM)模型,并证明随着透明度的时空变化,根据鱼类的视觉能力,主要的目中鱼类的丰度和分布也会随之变化。本研究中 CCA 分析发现,透明度对鄱阳湖敞水区鱼类群落是重要的影响因子,而对鄱阳湖沿岸带鱼类群落的影响相对较弱。

### 3.3 保护建议

与阻隔湖泊相比,鄱阳湖这个通江湖泊仍然保持较高的鱼类多样性,并且非定居性物种占很高的比例。鄱阳湖的鱼类群落随水位变化表现出一定的自然季节节律,河流干扰是影响鄱阳湖鱼类的重要影响因素,因此,需要维持鄱阳湖现有的自然水文节律,保持鄱阳湖与长江的自然连通。本研究还发现,鄱阳湖鱼类多样性也有衰退的趋势,非法渔业及有害渔具的泛滥应该是主要的影响因素,建议彻底取缔网簖、电捕鱼等非法渔业作业方式。

赣江、抚河、信江、饶河、修河 5 条江河汇入鄱阳湖,经湖区调蓄后由湖口汇入到长江,形成一个以鄱阳湖为中心的向环形水系。支流的分布会对鄱阳湖鱼类群落产生重要影响,因此,也有必要保持鄱阳湖与这五条江河的自然连通。

本研究发现,透明度是影响鄱阳湖鱼类群落分布的一个主要因素。无序采砂破坏了鄱阳湖的整体环境<sup>[54]</sup>,水体的透明度降低,从而改变鄱阳湖鱼类的分布,建议对鄱阳湖的采砂活动予以取缔。

致谢:中国科学院水生生物研究所但胜国、苗志国老师,朱秀芳、胡玉婷、王俊等同学,南昌大学黄宇、郭声等同学参与了野外采样工作,江西省渔政管理局等单位在野外考察采样,资料收集等方面提供了大力帮助,在此一并表示感谢!

### 参考文献:

[1] KOUAMÉ K A, YAO S S, GOORÉ BI G, et al. Influential environmental gradients and patterns of fish assemblages in a

West African basin[J]. *Hydrobiologia*, 2008, 603(1): 159-169.

[2] SOUSA W P. The role of disturbance in natural communities [J]. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1984, 15: 353-391.

[3] SPARKS R E, BAYLEY P B, KOHLER S L, et al. Disturbance and recovery of large floodplain rivers[J]. *Environmental Management*, 1990, 14(5): 699-709.

[4] REICE S R. Nonequilibrium determinants of biological community structure[J]. *American Scientist*, 1994, 82(5): 424-435.

[5] TOCKNER K, STANFORD J A. Riverine flood plains: present state and future trends[J]. *Environmental Conservation*, 2002, 29(3): 308-330.

[6] MALTCHIK L, MUELLER D, STENERT C. Fish assemblage dynamics in a shallow floodplain lake in the South of Brazil[J]. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2005, 17(2): 185-198.

[7] JUNK W J, BAYLEY P B, SPARKS R E. The flood pulse concept in river-floodplain systems[J]. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1989, 106(1): 110-127.

[8] RODRÍGUEZ M A, LEWIS JR W M. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes[J]. *Oecologia*, 1994, 99(1-2): 166-180.

[9] GRANADO-LORENCIO C, CERVIÁ J L, LIMA C A. Floodplain lake fish assemblages in the Amazon River: Directions in conservation biology[J]. *Biodiversity and Conservation*, 2007, 16(3): 679-692.

[10] 吴瑞金. 我国湖泊资源环境现状与对策[J]. *中国科学院院刊*, 2001, 16(3): 176-181.

[11] XIE P, CHEN Y. Threats to biodiversity in Chinese inland waters[J]. *Ambio*, 1999, 16(8): 674-681.

[12] FANG J, WANG Z, ZHAO S, et al. Biodiversity changes in the lakes of the Central Yangtze[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2006, 4(7): 369-377.

[13] XIE S, CUI Y, LI Z. Small fish communities in two regions of the Liangzi Lake, China, with or without submersed macrophytes[J]. *Journal of Applied Ichthyology*, 2001, 17(2): 89-92.

[14] XIE S, CUI Y, ZHANG T, et al. The spatial pattern of the small fish community in the Biandantang Lake—a small shallow lake along the middle reach of the Yangtze River, China [J]. *Environmental Biology of Fishes*, 2000, 57(2): 179-190.

[15] YE S, LI Z, LEK-ANG S, et al. Community structure of small fishes in a shallow macrophytic lake (Niushan Lake) along the middle reach of the Yangtze River, China[J]. *Aquatic Living Resources*, 2006, 19(4): 349-360.

[16] CHENG L, LEK S, LOOT G, et al. Variations of fish composition and diversity related to environmental variables in shallow lakes in the Yangtze River basin[J]. *Aquatic Living Resources*, 2010, 23(4): 417-426.

- [17] 宋天祥,张国华,常剑波,等. 洪湖鱼类多样性研究[J]. 应用生态学报,1999,10(1):86-90.
- [18] 谷孝鸿,曾庆飞,王小林,等. 太湖鱼类群落结构及多样性[J]. 生态学杂志,2011,30(12):2836-2842.
- [19] 茹辉军,刘学勤,黄向荣,等. 大型通江湖泊洞庭湖的鱼类物种多样性及其时空变化[J]. 湖泊科学,2008,20(1):93-99.
- [20] PAN B Z, WANG H J, LIANG X M, et al. Macrozoobenthos in Yangtze floodplain lakes: Patterns of density, biomass, and production in relation to river connectivity[J]. Journal of the North American Benthological Society, 2011, 30(2): 589-602.
- [21] 张堂林,李钟杰. 鄱阳湖鱼类资源及渔业利用[J]. 湖泊科学, 2007, 19(4): 434-444.
- [22] 郭治之. 波阳湖鱼类调查报告[J]. 江西大学学报(自然科学版), 1964, 2: 121-130.
- [23] 刘世平. 鄱阳湖黄颡鱼生物学研究[J]. 动物学杂志, 1997, 32(4): 10-16.
- [24] 张小谷. 鄱阳湖四种鲢形态与生长的比较研究[D]. 武汉:华中农业大学博士学位论文, 2008.
- [25] 周秋白,李风波,周莉,等. 黄颡鱼与长须黄颡鱼种间的RAPD标记[J]. 水生生物学报, 2006, 30(4): 482-485.
- [26] 曾柳根,张伟,甘云飞,等. 鄱阳湖区泥鳅遗传多样性研究[J]. 水生生物学报, 2010, 34(5): 966-972.
- [27] 王忠锁,陈明华,吕 隼,等. 鄱阳湖银鱼多样性及其时空格局[J]. 生态学报, 2006, 26(5): 1337-1344.
- [28] 钱新娥,黄春根,王亚民,等. 鄱阳湖渔业资源现状及其环境监测[J]. 水生生物学报, 2002, 26(6): 612-617.
- [29] 胡茂林,吴志强,刘引兰. 鄱阳湖湖口水域鱼类群落结构及种类多样性[J]. 湖泊科学, 2011, 23(2): 246-250.
- [30] 《鄱阳湖研究》编委会. 鄱阳湖研究[M]. 上海:上海科学技术出版社, 1988.
- [31] 黄新建,甘筱青,戴淑燕. 鄱阳湖综合开发战略研究[M]. 南昌:江西人民出版社, 2007.
- [32] 梁秩燊,周春生,黄鹤年. 长江中游通江湖泊一五湖的鱼类组成及其季节变化[J]. 海洋与湖沼, 1981, 12(5): 468-478.
- [33] 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.
- [34] TEAM R C. R: A language and environment for statistical computing [M/OL]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2011. <http://www.R-project.org/>.
- [35] GAUCH H G. Multivariate analysis in community ecology [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1982.
- [36] BRAAK C T, SMILAUER P. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4. 5) [M]. Ithaca: Micro-computer Power, Ithaca, 2002.
- [37] MCCUNE B, GRACE J B, URBAN D L. Analysis of ecological communities [M]. Oregon: MjM Software Design, 2002.
- [38] MAGNAN P, RODRÍGUEZ M A, LEGENDRE P, et al. Dietary variation in a freshwater fish species: Relative contributions of biotic interactions, abiotic factors, and spatial structure [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1994, 51(12): 2856-2865.
- [39] LOWE-MCCONNELL R. Ecological studies in tropical fish communities [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1987.
- [40] 郭治之,刘瑞兰. 江西鱼类的研究[J]. 南昌大学学报(理科版), 1995, 19(3): 221-232.
- [41] ZHAO S, FANG J, PENG C, et al. Patterns of fish species richness in China's lakes [J]. Global Ecology and Biogeography, 2006, 15(4): 386-394.
- [42] ZEUG S C, WINEMILLER K O, TARIM S. Response of Brazos River oxbow fish assemblages to patterns of hydrologic connectivity and environmental variability [J]. Transactions of the American Fisheries Society, 2005, 134(5): 1389-1399.
- [43] MIYAZONO S, AYCOCK J, MIRANDA L, et al. Assemblage patterns of fish functional groups relative to habitat connectivity and conditions in floodplain lakes [J]. Ecology of Freshwater Fish, 2010, 19(4): 578-585.
- [44] DEMBKOWSKI D J, MIRANDA L. Comparison of fish assemblages in two disjoined segments of an oxbow lake in relation to connectivity [J]. Transactions of the American Fisheries Society, 2011, 140(4): 1060-1069.
- [45] 王利民,胡慧建,王 丁. 江湖阻隔对涨渡湖区鱼类资源的生态影响[J]. 长江流域资源与环境, 2005, 14(3): 287-292.
- [46] BEITINGER T L, FITZPATRICK L C. Physiological and ecological correlates of preferred temperature in fish [J]. American Zoologist, 1979, 19(1): 319-329.
- [47] DI CASTRI F, HANSEN A J, HOLLAND M M. A new look at ecotones: Emerging international projects on landscape boundaries [M]. Holland: International Union of Biological Sciences, 1988.
- [48] NAIMAN R J, DECAMPS H, PASTOR J, et al. The potential importance of boundaries of fluvial ecosystems [J]. Journal of the North American Benthological Society, 1988, 7(4): 289-306.
- [49] KOLASA J, ZALEWSKI M. Notes on ecotone attributes and functions [J]. Hydrobiologia, 1995, 303(1-3): 1-7.
- [50] SAMWAYS M, STEWART D. An aquatic ecotone and its significance in conservation [J]. Biodiversity & Conservation, 1997, 6(10): 1429-1444.
- [51] POUILLY M, RODRÍGUEZ M. Determinism of fish assemblage structure in neotropical floodplain lakes: Influence of internal and landscape lake conditions [J]. Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries (LARS2), 2004, 2: 243-265.
- [52] RODRÍGUEZ M A, LEWIS J R W M. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River [J]. Ecological Monographs, 1997, 67(1): 109-128.
- [53] TEJERINA-GARRO F L, FORTIN R, RODRÍGUEZ M A. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin [J]. Environmental Biology of Fishes, 1998, 51(4): 399-410.
- [54] 钟业喜,陈 姗. 采砂对鄱阳湖鱼类的影响研究[J]. 江西水产科技, 2005, 1: 15-18.

## SPATIAL AND TEMPORAL VARIATIONS OF FISH ASSEMBLAGES IN POYANGHU LAKE

YANG Shao-rong<sup>1,2,3</sup>, LI Ming-zheng<sup>1,2</sup>, ZHU Qi-guang<sup>1,2</sup>, WANG Mei-rong<sup>1,2</sup>, LIU Huan-zhang<sup>1,2</sup>

(1. Institute of hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China;

2. Key Laboratory of Aquatic Biodiversity and Conservation, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China;

3. China Three Gorges Corporation, Chengdu 610041, China)

**Abstract:** To evaluate the fish assemblages of Yangtze River-connected lakes, spatial and temporal variations of fish assemblages in the littoral zone and open water of the Poyanghu Lake in the middle and lower basin of the Yangtze River were investigated seasonally from April to November 2010. Throughout the study, 72 species belonging to 7 orders, 14 families and 46 genera were collected. Lake resident species was the richest, accounting for 55.56% of total fish species. River-lake migratory species accounted for 25.00% of total fish species. While riverine species was the least, accounting for 19.44% of total species. We collected a total of 6136 individuals, representing 49 species, with 10 species such as *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, *Silurus asotus*, *Pelteobagrus fulvidraco* as the dominant species in the littoral zones. We collected a total of 6136 individuals, representing 68 species, with 10 species such as *Coilia ectenes*, *Carassius auratus*, *Hemiculter bleekeri*, *Pseudobrama simoni* as the dominant species in the offshore areas. Fish density and biomass differed significantly among the sampling sites in littoral zone, while fish species richness and biomass differed significantly among the sampling seasons in open waters. As observed for littoral zone samples, fish density was the highest in W3 and the lowest in W4, fish biomass was the highest in W3 and the lowest in W5. As observed for open water samples, fish species richness was the highest in September and the lowest in April, fish biomass was the highest in November and the lowest in April. Associations between fish abundance and environmental variables were examined with canonical correspondence analysis, which is a weighted averaging method that directly relates assemblage data to environmental variables by constraining species ordination to a pattern that correlates maximally with environmental variables. Correlations between environmental variables and canonical correspondence analysis axes were used to assess each variable's contribution. In the littoral zones, species-environment correlation coefficients for the first four pairs of axes (CCA 1–4) were 0.853, 0.789, 0.781, and 0.859, respectively. For the first four assemblage axes, cumulative percent variance of species data was 29%. In the open water, species-environment correlation coefficients for the first four pairs of axes (CCA 1–4) were 0.864, 0.0875, 0.000, and 0.000, respectively. For the first four assemblage axes, cumulative percent variance of species data was 55%. Canonical correspondence analysis indicated that the environmental factors shaping fish assemblages were different between the two zones; water temperature, tributary presence/absence, distance from main channel of Yangtze River and water transparency were the significant environmental factors in the littoral zones; while distance from main channel of the Yangtze River and water transparency were in the open water.

**Key words:** Poyanghu Lake; fish assemblages; spatial and temporal variation