

## 三峡库区干流鱼类食物网动态及季节性变化

李 斌<sup>1,2</sup>, 王志坚<sup>2</sup>, 杨洁萍<sup>1</sup>, 岳兴建<sup>1</sup>, 齐泽民<sup>1</sup>, 张耀光<sup>2\*</sup>

(1. 内江师范学院生命科学学院, 长江上游鱼类资源保护与利用四川省重点实验室, 四川 内江 641112;

2. 西南大学淡水鱼类资源与生殖发育教育部重点实验室, 重庆 400715)

**摘要:** 为了解三峡大坝蓄水后库区干流鱼类食物网结构及营养关系的构成, 应用碳( $\delta^{13}\text{C}$ )、氮( $\delta^{15}\text{N}$ )稳定性同位素技术, 分别于 2010 年夏季(7 月份)和冬季(12 月份)对三峡库区巫山至万州段干流鱼类食物网结构及营养关系的季节变化进行了探讨, 并与 2005 年夏季该区域鱼类食物网结构和营养关系组成情况进行了比较。结果显示: 本次(2010 年)调查颗粒有机物(POM)和固着藻类样品  $\delta^{13}\text{C}$  值分别为  $-25.62\text{‰} \sim -23.72\text{‰}$ 、 $-19.81\text{‰} \sim -19.47\text{‰}$ , 且无显著性季节(夏季和冬季)差异。POM 和固着藻类(内源性营养物质)是三峡库区巫山至万州段干流鱼类食物网基础能量的主要来源, 但外源性营养物质输入也是其基础能量来源的重要补充途径。与 2005 年相比, 2010 年该区域鱼类食物网中消费者  $\delta^{13}\text{C}$  值富集度和食物网营养级长度均有所增加。该研究结果对三峡库区鱼类资源增殖放流和生态修复有重要指导意义。

**关键词:** 鱼类; 食物网; 颗粒有机物; 碳氮稳定性同位素; 三峡库区

**中图分类号:** Q 958.8; S 917.4

**文献标志码:** A

三峡大坝(Three Gorges Dam)位于长江上游, 是世界上最大的水电工程。正常蓄水位 175 m, 蓄水后在长江上游形成了长约 600 km 的静水区域。三峡大坝蓄水分为 3 个阶段, 分别于 2003 年 6 月蓄水至 135 m, 2006 年 9 月蓄水至 156 m, 2010 年 10 月蓄水至 175 m。修建大坝是人类影响水生环境最强烈的因素<sup>[1]</sup>。大坝建成蓄水后, 水域生态环境的改变对渔业资源造成的影响成为人们关注的焦点。多数学者认为, 三峡大坝的修建不但会影响到长江珍稀鱼类的生存<sup>[2-3]</sup>, 而且也将影响到洄游性鱼类的生存<sup>[4-5]</sup>, 并改变了库区水文特征<sup>[6]</sup>。随着水位的上涨, 水中溶氧、光照、水深及库区的水温都随之改变<sup>[6-7]</sup>; 洪水或三峡库区蓄水期间, 均有大量的外来营养物质(陆生植物、碎屑及土壤有机物)从长江的上游、库区两岸及众多的支流输入三峡库区。上述多种因素的综合作用将改变水体营养成分组成及鱼类食物来源, 最终可能对库区鱼类群落结构及营养关系产生影响<sup>[8]</sup>。

目前, 三峡库区有关鱼类方面的报道主要集中在鱼类资源状况<sup>[9-10]</sup>, 而对库区鱼类食物网营养关系的研究较少。近年来, 碳( $\delta^{13}\text{C}$ )、氮( $\delta^{15}\text{N}$ )稳定性同位素技术已经广泛成功应用于探讨水生生态系统食物网结构及营养级方面<sup>[11-12]</sup>。 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$  值可以有效地揭示生物有机物来源、消费者的食物组成以及各生物在食物网中所处的营养级位置。本研究应用稳定性同位素技术对三峡库区核心区万州至巫山干流段鱼类食物网历史动态和季节性变化进行了探讨, 以期对三峡库区鱼类资源增殖放流和生态恢复措施的有效实施提供理论依据。

### 1 材料与方 法

#### 1.1 研究区域及采样设置

本研究区域位于三峡库区核心区域巫山至万州干流段。该区域长约 170 km(图 1), 包括小江、梅溪河和大宁河等多条支流汇入。分别于 2010 年夏季(7 月份)和冬季(12 月份)对该水域

收稿日期:2012-11-13 修回日期:2013-03-25

资助项目:公益性行业(农业)科研专项(200903048-08)

通信作者:张耀光, E-mail:zhangyg@swu.edu.cn

进行了调查采样(在两次采样期间研究区域以晴朗天气为主,库区水质较为清澈)。鱼类、颗粒有

机物(POM)及固着藻类样品在万州至巫山段采集,POM和固着藻类样品站点设置如图1所示。

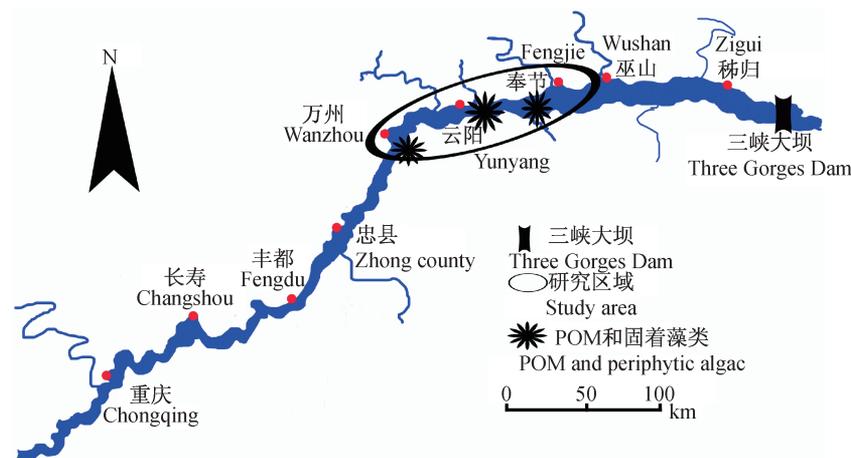


图1 三峡库区采样点分布区域

Fig.1 Location of sampling area in the main stream of the Three Gorges Reservoir

## 1.2 样品的采集与处理

研究区域位于三峡库区的核心干流区,水生植物种类少,消涨区仅有少量的水蓼(*Polygonum hydropiper*)和喜旱莲子草(*Alternanthera philoxeroides*)分布,徒手采集水蓼、喜旱莲子草,用清水除去表面附着物,用锡箔纸包裹暂时放入移动冰箱,然后转移至实验室冰箱 $-20^{\circ}\text{C}$ 保存。水中颗粒有机物(POM)和固着藻类的采集各设置了3个样点,每一样点每种样品设置了3个平行样(每个平行样至少有3个相应的样品混合而成)。具体采集方法如下,取上层河水(水深 $40\sim 60\text{cm}$ ),先通过浮游动物网过滤(网目 $112\ \mu\text{m}$ ),之后水样过滤到预烧的玻璃纤维滤膜(GF/C Whatman)获得含有颗粒有机物样品,滤膜用锡箔纸包裹存放于封口袋中;固着藻类从沿岸的石头、船体上刮取,挑出易区分的杂质,然后过滤到预烧的玻璃纤维滤膜上(GF/C Whatman),后续处理方法同POM样品。鱼类样品通过聘请渔民电捕获得,取其背部肌肉。所有样品通过移动冰箱运回实验室,于 $-20^{\circ}\text{C}$ 低温保存备用。用于碳稳定性同位素分析的滤膜(POM和固着藻类)先用 $1\text{mol/L}$ 的盐酸处理,然后用蒸馏水冲洗干净。所有样品在 $60^{\circ}\text{C}$ 烘干至恒重,用研钵研磨成均一粉末,放入干燥器中保存待测。

## 1.3 稳定性同位素测定

所有样品的稳定性同位素比值均在西南大学地理科学学院地球化学与同位素实验室测

定,稳定同位素质谱仪为菲尼根 Flash EA112 元素分析仪与菲尼根 DELT plus XP 稳定同位素质谱仪相连而成。稳定C、N同位素的自然丰度表示为

$$\delta X(\text{‰}) = \left( \frac{R_{\text{样品}}}{R_{\text{标准}}} - 1 \right) \times 1000$$

式中, $X$ 是 $^{13}\text{C}$ 或 $^{15}\text{N}$ , $R$ 是 $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ 或 $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ 。 $\delta^{13}\text{C}$ 值是相对于国际PDB标准, $\delta^{15}\text{N}$ 值是相对于空气氮气的丰度。分析精度 $\delta^{13}\text{C} < 0.20\text{‰}$ , $\delta^{15}\text{N} < 0.30\text{‰}$ 。

## 1.4 统计分析

应用SPSS 17.0软件对研究区域2005年和2010年夏季期间共有生物类群及2010年夏季和冬季共有生物类群的 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 值分别进行了方差分析(ANOVA)。

## 2 结果

### 2.1 样品组成

调查获得POM(鉴定其主要成分为浮游藻类)和固着藻类样品数均有18种,水生植物2种;甲壳类2种;鱼类13种,隶属于3目4科,均为研究区域较为常见类群,其中夏季有10种,冬季有9种。2005年与2010年夏季共有的生物类群11种;2010年夏季和冬季共有的生物类群均为12种。本研究中用以探讨食物网历史动态变化所用的2005年数据(原始数据)引自文献[13]。

### 2.2 不同生物类群的 $\delta^{13}\text{C}$ 值

表1显示了不同生物类群的 $\delta^{13}\text{C}$ 值组成。

2005 年夏季初级生产者 POM(主要成分是浮游藻类)的  $\delta^{13}\text{C}$  值最小,为  $-28.68\text{‰}$ (平均值),圆吻鲷 (*Distoechodon tumirostris*)  $\delta^{13}\text{C}$  值最大为  $-24.52\text{‰}$ (平均值)。2010 年夏季喜旱莲子草的  $\delta^{13}\text{C}$  值最低为  $-29.58\text{‰}$ ,固着藻类  $\delta^{13}\text{C}$  值最大(平均值  $-19.47\text{‰}$ );从 2005 年夏季到 2010 年夏季 POM 样品的  $\delta^{13}\text{C}$  值呈现明显富集趋势 ( $P < 0.05$ )。消费者(共有类群)  $\delta^{13}\text{C}$  值从 2005 年到 2010 年期间表现为不同程度的富集并且差异显著 ( $P < 0.05$ ),如图 2-a 所示。2010 年冬季(175 m 蓄水后 3 个月)POM 样品  $\delta^{13}\text{C}$  值最小(平均值为  $-25.62\text{‰}$ ),显著低于夏季 ( $P < 0.05$ )。总体

而言,2010 年冬季消费者  $\delta^{13}\text{C}$  值组成高于夏季 ( $P > 0.05$ ),如图 3-a 所示。

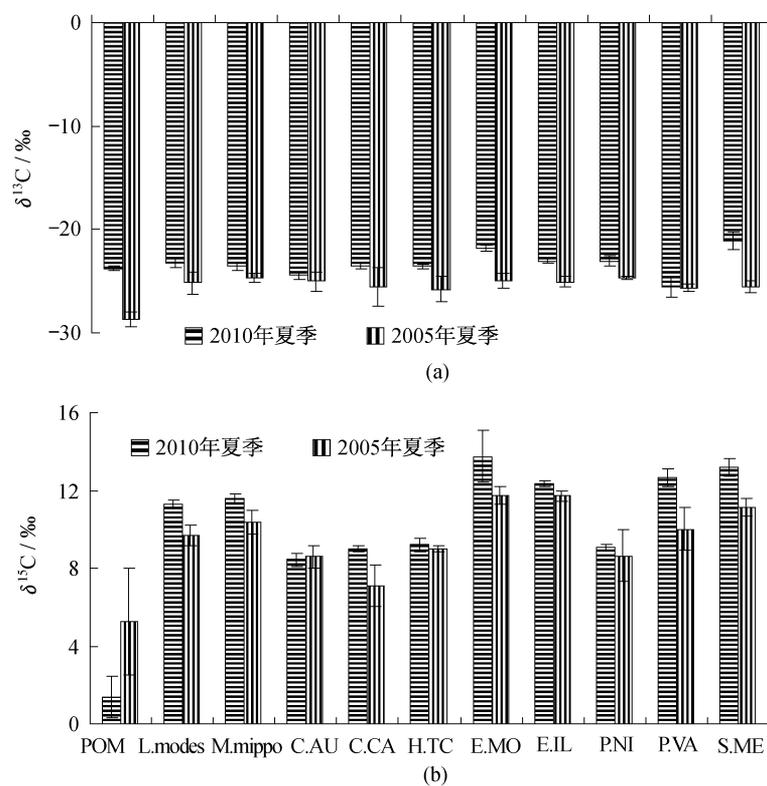
### 2.3 不同生物类群的 $\delta^{15}\text{N}$ 值

2005 年夏季 POM 样品  $\delta^{15}\text{N}$  平均值为  $5.29\text{‰}$ ,显著高于 2010 年夏季 ( $P < 0.05$ );消费者(共有类群)  $\delta^{15}\text{N}$  值从 2005 年到 2010 年期间呈现富集趋势,如图 2-b 所示。2010 年夏季、冬季初级生产者 POM 和固着藻类样品的  $\delta^{15}\text{N}$  值分别为  $1.34\text{‰} \sim 4.30\text{‰}$ 、 $0.91\text{‰} \sim 4.06\text{‰}$ ,且冬季 POM 和固着藻类  $\delta^{15}\text{N}$  值显著高于夏季 ( $P < 0.05$ ),而消费者(共有类群)的  $\delta^{15}\text{N}$  值变化规律与之相反(图 3-b)。

表 1 不同生物  $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$  值组成(平均值  $\pm$  标准误)

Tab.1 The  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  values' composition of the different organisms in study areas (means  $\pm$  SE)

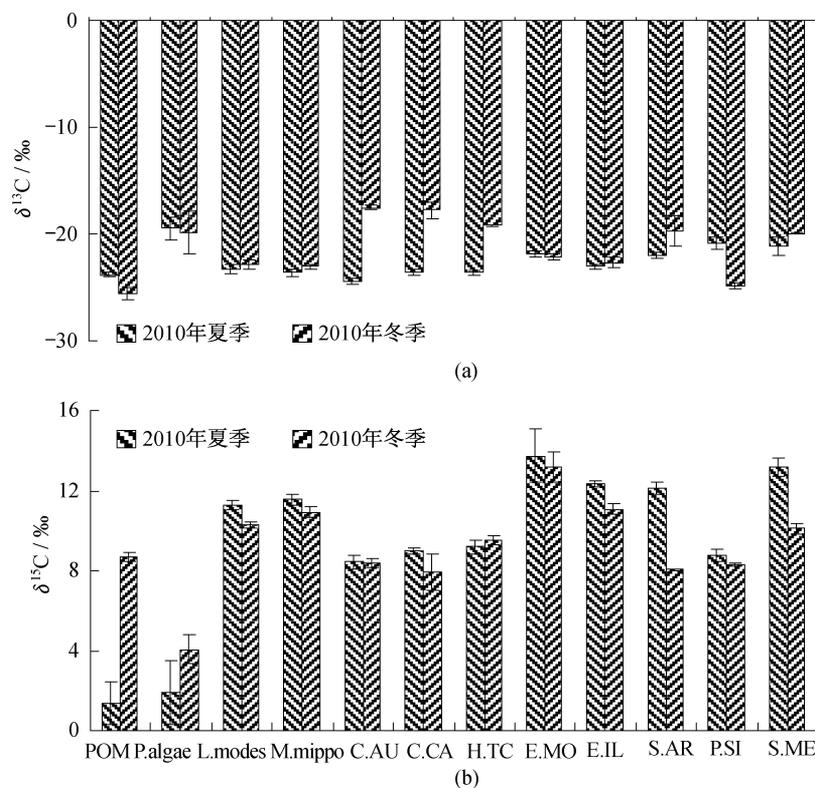
| 物种<br>species                            | 代码<br>codes | 2005 年夏季 <sup>[13]</sup><br>summer 2005 |                                | 2010 年夏季<br>summer 2010        |                                | 2010 年冬季<br>winter 2010        |                                | n |
|--|-------------|---|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|---|
|  |             | $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$          | $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ | $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ | $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ | $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ | $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ |   |
| POM (particulate organic matter)         | POM         | -28.68(0.16)                            | 5.25(0.59)                     | -23.79(0.22)                   | 1.34(1.07)                     | -25.62(0.55)                   | 4.70(1.25)                     | 9 |
| 固着藻类 periphytic algae                    | P. algae    |   |                                | -19.47(1.06)                   | 0.91(1.57)                     | -19.81(2.00)                   | 4.06(0.73)                     | 9 |
| 喜旱莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i> | A. philo    |   |                                | -29.58                         | 11.51                          |                                |                                | 1 |
| 水蓼 <i>Polygonum hydropiper</i>           | P. hydro    |   |                                | -29.27(0.32)                   | 6.96(1.39)                     |                                |                                | 3 |
| 秀丽白虾 <i>Leander modestus</i>             | L. modes    | -25.19(0.61)                            | 9.65(0.31)                     | -23.24(0.42)                   | 11.26(0.23)                    | -22.87(0.38)                   | 10.28(0.18)                    | 3 |
| 日本沼虾 <i>Macrobrachium nipponensis</i>    | M. mippo    | -24.69(0.28)                            | 10.4(0.34)                     | -23.60(0.35)                   | 11.56(0.28)                    | -23.04(0.22)                   | 10.92(0.28)                    | 3 |
| 草鱼 <i>Ctenopharyngodon idellus</i>       | C. ID       | -26.46(1.95)                            | 6.09(0.70)                     |                                |                                |                                |                                | 2 |
| 鲤 <i>Cyprinus carpio</i>                 | C. CA       | -25.55(1.05)                            | 7.09(0.60)                     | -24.43(0.35)                   | 8.44(0.33)                     | -17.75(0.81)                   | 7.92(0.89)                     | 3 |
| 鲫 <i>Carassius auratus</i>               | C. AU       | -25.04(0.54)                            | 8.59(0.33)                     | -23.55(0.24)                   | 8.97(0.14)                     | -17.50(0.21)                   | 8.39(0.24)                     | 3 |
| 鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>     | H. MO       | -26.32(1.19)                            | 8.19(0.49)                     |                                |                                |                                |                                | 3 |
| 蛇鲻 <i>Saurogobio dabryi</i>              | S. DA       | -25.10(0.09)                            | 9.19(0.76)                     |                                |                                | -23.31(0.61)                   | 11.50(0.61)                    | 3 |
| 贝氏鲻 <i>Hemiculter bleekeri</i>           | H. TC       | -25.78(0.67)                            | 9.01(0.40)                     | -23.59(0.23)                   | 9.21(0.35)                     | -19.2(0.09)                    | 9.51(0.22)                     | 3 |
| 鲻 <i>Hemiculter leuciscus</i>            | H. LE       | -25.55(0.44)                            | 9.23(0.27)                     |                                |                                |                                |                                | 3 |
| 圆口铜鱼 <i>Coreius guichenoti</i>           | C. GU       | -24.56(0.45)                            | 8.47(0.27)                     |                                |                                |                                |                                | 2 |
| 铜鱼 <i>Coreius heterodon</i>              | C. HE       | -25.57(0.64)                            | 12.00(0.07)                    |                                |                                |                                |                                | 3 |
| 银鲻 <i>Squalulus argentatus</i>           | S. AR       |   |                                | -22.01(0.26)                   | 12.09(0.30)                    | -19.69(1.46)                   | 8.04(0.03)                     | 3 |
| 圆吻鲷 <i>Distoechodon tumirostris</i>      | D. TU       | -24.52(0.71)                            | 8.11(0.69)                     |                                |                                |                                |                                | 3 |
| 蒙古鲃 <i>Erythroculter mongolicus</i>      | E. MO       | -24.98(0.42)                            | 11.70(0.26)                    | -21.83(0.31)                   | 13.73(1.32)                    | -22.16(0.33)                   | 13.20(0.78)                    | 3 |
| 翘嘴鲃 <i>Erythroculter ilishaeformis</i>   | E. IL       | -25.05(0.32)                            | 11.70(0.16)                    | -23.06(0.25)                   | 12.35(0.17)                    | -22.70(0.51)                   | 11.07(0.27)                    | 3 |
| 鳊 <i>Parabramis pekinensis</i>           | P. PE       | -24.78(0.32)                            | 8.91(0.47)                     |                                |                                |                                |                                | 3 |
| 似鳊 <i>Pseudobrama simoni</i>             | P. SI       |   |                                | -20.8(0.57)                    | 8.78(0.29)                     | -24.81(0.31)                   | 8.31(0.08)                     | 3 |
| 南方鲃 <i>Silurus meridionalis</i>          | S. ME       | -25.59(0.34)                            | 11.10(0.25)                    | -21.11(0.85)                   | 13.19(0.43)                    | -19.95(0.06)                   | 10.10(0.29)                    | 3 |
| 光泽黄颡鱼 <i>Pelteobagrus nitilus</i>        | P. NI       | -25.64(0.18)                            | 9.99(0.64)                     | -25.60(1.02)                   | 12.67(0.47)                    |                                |                                | 3 |
| 瓦氏黄颡鱼 <i>Pelteobagrus vachelli</i>       | P. VA       | -24.74(0.08)                            | 8.63(0.77)                     | -23.04(0.51)                   | 9.05(0.15)                     |                                |                                | 3 |
| 大眼鲈 <i>Siniperca kneri</i>               | S. KN       | -25.04(0.08)                            | 11.70(0.64)                    |                                |                                |                                |                                | 3 |

图2 夏季不同生物  $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$  值方差分析

代码见表1,后同。

**Fig. 2** The analysis of variance of the different organisms in summer (2005 and 2010)

For codes, see Table 1, the same as following.

图3 夏季和冬季不同生物  $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$  值方差分析 (2010)

**Fig. 3** The analysis of variance of the different organisms between summer and winter (2010)

## 2.4 食物网结构

应用  $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$  值构建了三峡库区干流巫山到万州干流段鱼类食物网结构。草鱼 (*Ctenopharyngodon idella*) (C. ID)、鲢 (*Hypophthalmichthys molitrix*) (H. MO) 等消费者的  $\delta^{13}\text{C}$  值与 POM<sup>[14]</sup> (内源性营养物质为主) 的  $\delta^{13}\text{C}$  值较为接近, 而大部分消费者  $\delta^{13}\text{C}$  值变幅较宽, 说明了其食物来源的广泛性(图 4); 肉食性铜鱼 (*Coreius heterodon*) (C. HE)、大眼鲈 (*Siniperca kneri*) (S. KN) 和蒙古鲈 (*Erythroculter mongolicus*) (E. MO) 拥有较高的营养级, 位于食

物网的顶端。2010 年夏季(图 5)大部分消费者的  $\delta^{13}\text{C}$  值位于 POM(主要成分浮游植物)和固着藻类  $\delta^{13}\text{C}$  值的范围内, 说明了 POM 和固着藻类(内源性营养物质)是其基础能量的主要来源; 冬季大多数消费者基础能量主要来源并未发生明显改变, 如肉食性蒙古鲈<sup>[14]</sup> (体长 > 200 mm) 在食物网中营养级的“霸主”地位未发生改变(图 5 和图 6); 但鲫 (*Carassius auratus*) (C. CA)、鲤 (*Cyprinus carpio*) (C. AU) 等部分消费者  $\delta^{13}\text{C}$  值组成暗示了其食物来源发生了改变。

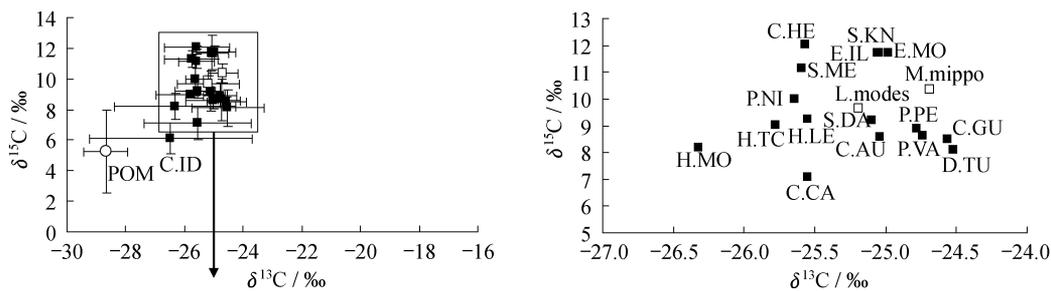


图 4 研究区域夏季鱼类食物网模型(2005, 原始数据引自张亮<sup>[13]</sup>)

Fig. 4 The fish's food web model of the TGR main stream from Wushan to Wanzhou in summer (2005)

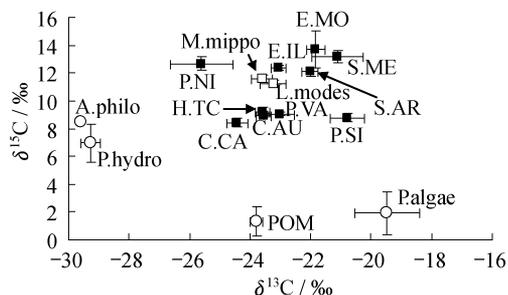


图 5 研究区域鱼类食物网模型(2010 年夏季)

Fig. 5 The fish's food web model of the TGR main stream from Wushan to Wanzhou in summer (2010)

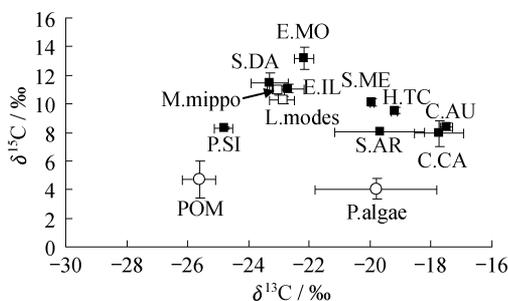


图 6 研究区域鱼类食物网模型(2010 年冬季)

Fig. 6 The fish's food web model of the TGR main stream from Wushan to Wanzhou in winter (2010)

## 3 讨论

### 3.1 POM 和固着藻类 $\delta^{13}\text{C}$ 值特征

稳定性碳同位素通常用来示踪水生生态系统中有有机物来源及其对食物网中有有机物的贡献比例<sup>[15-16]</sup>。颗粒有机物(POM)是水生生态系统中重要的碳源, 依据其所在水域的不同, 其主要组成成分也有明显差异<sup>[17]</sup>。在夏季和冬季采样期间, 三峡库区干流巫山至万州段以晴朗天气为主, 水质较为清澈, 经鉴定 POM 主要成分为浮游藻类。研究表明在不同的水生生态系统中浮游藻类及底栖藻类  $\delta^{13}\text{C}$  值几乎都存在季节性变化<sup>[18-19]</sup>, 本研究中 2010 年夏季、冬季 POM 及固着藻类样品的  $\delta^{13}\text{C}$  值变化也证明了这一现象。三峡库区巫山至万州段 POM 样品的  $\delta^{13}\text{C}$  值从 2005 年到 2010 年的 5 年期间富集显著, 可能与三峡库区的蓄水高度增加和库区湖泊面积增大有关。当库区水域面积增大, 初级生产力增加, 生产量中的 C 源主要来源于空气中  $\delta^{13}\text{C}$  值更高的  $\text{CO}_2$  ( $\delta^{13}\text{C}$  值约为  $-7\text{‰}$ ) 和碳酸盐风化作用产生的 C 源 ( $\delta^{13}\text{C}$  值约为  $0\text{‰}$ ), 而不是呼吸作用产生的  $\text{CO}_2$  中的 C

源( $\delta^{13}\text{C}$ 值约为 $-20\text{‰} \sim -30\text{‰}$ )<sup>[20]</sup>。

### 3.2 食物网结构及其基础能量来源

研究中消费者 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 数据展示了该区域中大多数鱼类食物来源广泛(杂食性类群居多)。从2005年到2010年5年期间消费者的 $\delta^{13}\text{C}$ 值变化规律可推测:初级生产者POM样品 $\delta^{13}\text{C}$ 值的季节性变化通过食物链的传递进入到食物网中,最终引起消费者 $\delta^{13}\text{C}$ 值组成的改变。Post<sup>[20]</sup>指出生活周期较长,个体较大的生物类群 $\delta^{15}\text{N}$ 值能有效的反映研究区域内沿岸带和敞水区中初级生产者、碎屑等有机物的同位素特征。结合张亮<sup>[13]</sup>研究结果(以黑尾鲈 $\delta^{15}\text{N}$ 值为基线值)和本次研究中消费者黑尾鲈的 $\delta^{15}\text{N}$ 值在不同季节相对稳定的特性,本研究采用黑尾鲈的 $\delta^{15}\text{N}$ 值作为基线值评估了研究区域食物网中消费者的营养级大小。与2005年夏季相比,2010年夏季鱼类食物网营养级略有增加,但冬季又稍有下降。冬季多数消费者 $\delta^{15}\text{N}$ 值降低原因可能与库区蓄水过程中(秋、冬季节)或洪水季节(夏季)大量的外源性物质(陆生碎屑、工业污水、生活污水及农业径流等)输入有关(不同的外源性物质N源的 $^{15}\text{N}$ 差异很大)<sup>[21-23]</sup>。研究发现,食物网中日本沼虾(*M. nipponensis*)(*M. mippo*)营养级比同科秀丽白虾(*L. modestus*)(*L. modes*)高,表明日本沼虾比秀丽白虾更偏向摄食动物性饵料或其食物来源中动物性饵料比例更大。

关于河流水生生态系统食物网中消费者基础能量来源问题一直存在争议。有学者认为消费者能量主要来源于外源性碳源<sup>[24-25]</sup>;但越来越多的研究表明,内源性初级生产力对消费者能量贡献重要<sup>[26]</sup>。本研究发现三峡库区巫山至万州干流段鱼类食物网中消费者基础能量主要来源于内源性营养物质POM和固着藻类;但食物网中有些消费者拥有更为丰富或贫乏 $\delta^{13}\text{C}$ 值(图5),可能与夏季洪水或冬季的蓄水过程中大量的外源性营养物质输入到水生生态系统成为食物网中消费者潜在食源有关,从而暗示了外源性营养物质输入对食物网基础能量贡献的重要性。这一结论也得到了多数学者研究结果的支持,如Mississippi河流鱼类生长所需能量主要依靠内源性营养物质(藻类)<sup>[27]</sup>、Copper河流消费者碳源来源以藻类为主等<sup>[28]</sup>。

综上所述,三峡库区巫山至万州干流段不同

水生生物 $\delta^{13}\text{C}$ 值从2005年到2010年5年期间均呈现富集趋势,食物网营养级长度略有增加;鱼类食物网基础能量主要来源于初级生产者POM和固着藻类;同时外源性营养物质输入也是鱼类食物网基础能量来源的重要补充途径。

感谢实验室研究生徐丹丹、江星和刘晓蕾在样品采集、处理中给予的帮助;并对论文研究初期全为民博士提供的交流与启迪表示感谢。

### 参考文献:

- [1] Dynesius M, Nilsson C. Fragmentation and flow regulation of river systems in northern third of the world[J]. Science, 1994, 266(5186): 753-762.
- [2] Park Y S, Chang J B, Lek S, et al. Conservation strategies for endemic fish species threatened by the Three Gorges Dam[J]. Conservation Biology, 2003, 17(6): 1748-1758.
- [3] Xie P. Three-Gorge Dam: Risk to ancient fish[J]. Science, 2003, 302(5648): 1149.
- [4] 黄木桂, 邱顺林, 陈大庆, 等. 长江三峡水利枢纽与库区渔业资源[J]. 淡水渔业, 1998, 28(5): 7-9.
- [5] Fu C Z, Wu J H, Chen J K, et al. Freshwater fish biodiversity in the Yangtze River basin of China: patterns, threats and conservation[J]. Biodiversity and Conservation, 2003, 12(8): 1649-1685.
- [6] Liu J, Cao W. Fish resources of the Yangtze River basin and the tactics for their conservation[J]. Resources and Environment in the Yangtze Valley, 1992, 1(5): 17-23.
- [7] Salazar J G. Damming the child of the ocean: the Three Gorges Project[J]. Journal of Environment and Development, 2000, 9(2): 160-174.
- [8] Commins K W. Structure and function of stream ecosystems[J]. Bioscience, 1974, 24(11): 631-641.
- [9] 段辛斌, 陈大庆, 刘绍平, 等. 长江三峡库区鱼类资源现状的研究[J]. 水生生物学学报, 2002, 26(6): 605-611.
- [10] 吴强, 段辛斌, 徐树英, 等. 长江三峡库区蓄水后鱼类资源现状[J]. 淡水渔业, 2007, 37(2): 72-77.
- [11] Peterson B J. Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs: A review[J]. Acta Oecologia, 1999, 20(4): 479-487.
- [12] Yoshioka T, Wada E. A stable isotope study on seasonal food web dynamics in a Eutrophic Lake[J]. Ecology, 1997, 75(3): 835-846.

- [13] 张亮. 长江三峡江段鱼类碳、氮稳定性同位素研究 [D]. 武汉:中国科学院水生生物研究所, 2007.
- [14] 李斌, 王志坚, 张耀光, 等. 蒙古鲌食性转变的稳定性同位素研究 [J]. 水产学报, 2011, 35 (9): 1419 - 1426.
- [15] Kaiser E, Arscott D B, Tockner K, *et al.* Sources and distribution of organic carbon and nitrogen in the Tagliamento River, Italy [J]. *Aquatic Science*, 2004, 66(1): 103 - 116.
- [16] Raymond P A, Bauer J E. Riverine export of aged terrestrial organic matter to the North Atlantic Ocean [J]. *Nature*, 2001, 409: 497 - 500.
- [17] 周琼. 碳、氮稳定同位素技术在湖泊与河流食物网研究中的应用 [D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2009.
- [18] Zohary T, Erez J, Gophen M, *et al.* Seasonality of stable carbon isotopes within the pelagic food web of Lake Kinneret [J]. *Limnology and Oceanography*, 1994, 39(5): 1030 - 1043.
- [19] Pel R, Hoogveld H, Floris V. Using the hidden isotopic heterogeneity in phyto- and zooplankton to unmask disparity in trophic carbon transfer [J]. *Limnology and Oceanography*, 2003, 48 (6): 2200 - 2207.
- [20] Post D M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions [J]. *Ecology*, 2002, 83(3): 703 - 718.
- [21] McClelland J W, Valiela I, Michener R H. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds [J]. *Limnology and Oceanography*, 1997, 42(5): 930 - 937.
- [22] Högberg P. Forests losing large quantities of nitrogen have elevated  $^{15}\text{N} : ^{14}\text{N}$  ratios [J]. *Oecologia*, 1990, 84 (2): 229 - 231.
- [23] Anderson C, Cabana G. Does  $\delta^{15}\text{N}$  in river food webs reflect the intensity and origin of N loads from the watershed? [J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 367(2-3): 968 - 978.
- [24] Vannote R L, Minshall G W, Cummins K W, *et al.* The river continuum concept [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1980, 37 (1): 130 - 137.
- [25] Findlay S, Sinsabaugh R L, Fischer D T, *et al.* Sources of dissolved organic carbon supporting planktonic bacterial production in the tidal freshwater Hudson River [J]. *Ecosystems*, 1998, 1 (3): 227 - 239.
- [26] Thorp J H, Delong M D. Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers [J]. *Oikos*, 2002, 96 (3): 543 - 550.
- [27] Rutherford D A, Kelso W E, Bryan C F, *et al.* Influence of physicochemical characteristics on annual growth increments of four fishes from the lower Mississippi River [J]. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1995, 124 (5): 687 - 697.
- [28] Bunn S E, Davies P M, Mosisch T D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation [J]. *Freshwater Biology*, 1999, 41(2): 333 - 345.

## The dynamic and seasonal variation of the fish food webs in the mainstream of Three Gorges Reservoir

LI Bin<sup>1,2</sup>, WANG Zhijian<sup>2</sup>, YANG Jieping<sup>1</sup>, YUE Xingjian<sup>1</sup>, QI Zemin<sup>1</sup>, ZHANG Yaoguang<sup>2\*</sup>

(1. Key Laboratory of Sichuan Province for Fishes Conservation and Utilization in the Upper Reaches of the Yangtze River, School of Life Sciences, Neijiang Normal University, Neijiang 641112, China;

2. Key Laboratory of Freshwater Fish Reproduction and Development, Ministry of Education, Southwest University, Chongqing 400715, China)

**Abstract:** The Three Gorges Dam is the largest hydroelectric power station project in the world. After the impounding of the Three Gorges Reservoir (TGR), its hydrological characteristics (water depth, water flow velocity and water temperature) markedly changed. Meanwhile, the external nutrients, e. g. terrestrial plant, debris, soil organic matter, come from the Yangtze River upstream and stagnate in the TGR after the impounding of the TGR. As no study was carried out investigating the comprehensive effects of the above factors on the fish community structure and their food web in the TGR, the stable carbon and nitrogen isotope ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) technology was applied in this study to evaluate the food web of fish and nutrient relationship caused by the seasonal variation in the main stream of the TGR from Wushan to Wanzhou (summer, July 2010; winter, December 2010), and the data of 2005 in summer were also provided to compare their changes. The results of  $\delta^{13}\text{C}$  indicated that the values of both particulate organic matter (POM) and periphytic algae samples were ( - 25. 62‰ ) - ( - 23. 72‰ ) and ( - 19. 81‰ ) - ( - 19. 47‰ ), respectively, and no significant variation of  $\delta^{13}\text{C}$  values was observed for primary producers (POM and periphytic algae) between summer and winter in 2010 ( $P > 0.05$ ). However, as the POM and periphytic algae (endogenous nutrients) were the main basal carbon origin for the webs of the fish food, and the input of the exogenous nutrient substance was an important supplementary way for the consumers in TGR. In summary, an increasing trend of the  $\delta^{13}\text{C}$  values for consumers and the chain length for the webs of the fish food were obtained from 2005 to 2010. Our findings will be helpful to the management of the fish resources and the protection of the ecological restoration in the TGR.

**Key words:** fish; food webs; particulate organic matter; carbon and nitrogen stable isotopes; Three Gorges Reservoir

**Corresponding author:** ZHANG Yaoguang. E-mail: zhangyg@swu.edu.cn