

云南 4 个湖泊浮游生物碳、氮稳定同位素的季节变化及其影响因子*

陈子栋, 黄林培**, 陈 丽, 梁 红, 刘园园, 陈小林, 张 涛, 陈光杰

(云南省高原地理过程与环境变化重点实验室, 云南师范大学地理学部, 昆明 650500)

摘 要: 浮游生物是湖泊食物网的重要组成部分, 其碳、氮稳定同位素能够反映元素地球化学循环和食物来源的波动, 是了解水域生态系统结构变化的重要手段之一. 本文选取云南 4 个不同类型湖泊, 开展浮游生物碳、氮稳定同位素组成 ($\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$) 的季节变化与湖泊对比研究. 大型深水湖泊 (抚仙湖和阳宗海) 中, 浮游植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值在夏、秋季 ($-20.34\text{‰} \pm 1.98\text{‰}$) 显著高于冬、春季 ($-28.00\text{‰} \pm 2.51\text{‰}$), 反映夏秋季藻类生长速率较高、 HCO_3^- 无机碳源利用增多等的影响. 而小型浅水湖泊 (长桥海和大屯海) 中浮游植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值在夏季最高 ($-21.24\text{‰} \pm 0.88\text{‰}$), 可能与雨季流域输入增强、陆源有机质占比增加有关. 4 个湖泊浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 值具有一致的变化特征, 春季显著高于其他季节. 分析表明, 云南地区雨季以面源污染为主向旱季以点源污染为主的转变, 导致氮素营养盐季节性来源差异, 并通过生物吸收作用影响了浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 值的季节变化. 在浮游动物与浮游植物的稳定同位素差值 (即富集度) 方面, 营养水平高的小型浅水湖泊中 $\delta^{13}\text{C}$ 富集度为 $1.61\text{‰} \pm 0.90\text{‰}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度为 $2.71\text{‰} \pm 1.22\text{‰}$, 显著小于营养水平低的大型深水湖泊 (分别为 $2.60\text{‰} \pm 0.98\text{‰}$ 和 $4.19\text{‰} \pm 1.25\text{‰}$), 表明随着湖泊营养水平的增加, 浮游动物更多地以浮游植物为食, 导致有机碳在不同营养级之间的传输过程中具有更强的耦合作用, 且相邻营养级之间具有更低的 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度特征.

关键词: 碳、氮稳定同位素; 浮游植物; 浮游动物; 季节波动; 云南湖泊; 抚仙湖; 阳宗海

Seasonal variation and driving factors of carbon and nitrogen stable isotope values of plankton in four lakes of Yunnan Province*

Chen Zidong, Huang Linpei**, Chen Li, Liang Hong, Liu Yuanyuan, Chen Xiaolin, Zhang Tao & Chen Guangjie

(Yunnan Key Laboratory of Plateau Geographical Processes and Environmental Change, Faculty of Geography, Yunnan Normal University, Kunming 650500, P.R.China)

Abstract: Plankton is an important component of lake food webs. Their carbon and nitrogen stable isotope values can reflect the fluctuation of biogeochemical cycling and food sources and can be applied to track the changes of aquatic ecosystem structure. In this paper, four lakes with distinct typology from Yunnan Province were selected to uncover the seasonal changes in carbon and nitrogen stable isotopic compositions of plankton. The carbon stable isotope values of phytoplankton in large deep lakes (Lake Fuxian and Lake Yangzong) are enriched in summer and autumn (mean \pm SD: $-20.34\text{‰} \pm 1.98\text{‰}$), but relatively depleted in winter and spring ($-28.00\text{‰} \pm 2.51\text{‰}$), which may reflect a higher growth rate of plankton and greater assimilation of bicarbonate (HCO_3^-) during the growing season. In small shallow lakes (Lake Changqiao and Lake Datun), carbon stable isotopic values of phytoplankton are mostly enriched in summer ($-21.24\text{‰} \pm 0.88\text{‰}$) among the four sampling seasons. This may be related to the increased input of terrigenous organic matter during the rainy season, and a decreased lower water level due to overuse of agricultural irrigation in summer. In contrast to the carbon stable isotope values, the nitrogen stable isotope composition of plankton displayed a similar trend of seasonal variations across lakes where a significantly more positive value was found in spring than in other seasons. Further analyses revealed that that seasonal variation in the nitrogen stable isotope of plankton is related to the seasonal difference of nitrogen sources and their distinct isotopic compositions. Specifically, non-point source pollution, mainly related to agricultural fertiliz-

* 2020-05-23 收稿; 2020-08-06 收修改稿.

国家重点研发计划项目 (2017YFA0605202) 和国家自然科学基金项目 (41771239, U1133601, 42067064) 联合资助.

** 通信作者; E-mail: huanglinpei@gmail.com.

ers with depleted nitrogen stable isotopic value, is often dominant in the rainy season, while point source pollution predominantly derived from sewage input with enriched nitrogen stable isotopic composition is commonly observed in the dry season. In terms of stable isotope fractionation between zooplankton and phytoplankton (i.e. trophic enrichment), small shallow lakes were characterized by smaller carbon ($1.61\text{‰} \pm 0.90\text{‰}$) and nitrogen ($2.71\text{‰} \pm 1.22\text{‰}$) stable isotopic enrichment than those in large deep lakes ($2.60\text{‰} \pm 0.98\text{‰}$ and $4.19\text{‰} \pm 1.25\text{‰}$, respectively) in this study. Zooplankton often displays a higher degree of dependence on autochthonous organic carbon (such as phytoplankton) with increasing nutrient status, reflecting a stronger coupling of organic carbon transfer between trophic levels. Similarly, a smaller degree of nitrogen stable isotope enrichment is evidenced in more eutrophic lakes in this study.

Keywords: Carbon and nitrogen stable isotopes; phytoplankton; zooplankton; seasonal fluctuation; Yunnan lakes; Lake Fuxian; Lake Yangzong

稳定同位素示踪方法已成为识别生态系统结构与功能的重要研究手段之一,有助于揭示生态系统中食物网结构、碳氮元素循环及其与环境的关系^[1-3]. 水域生态系统中,碳稳定同位素($\delta^{13}\text{C}$)常用于识别有机质来源^[4]、指示初级生产力变化^[5]、示踪有机碳在食物网的迁移路径与转化过程^[6-7]. 氮稳定同位素($\delta^{15}\text{N}$)可以示踪污染物的来源及其组成^[8],能够反映氮素利用和分馏过程^[9],是定量评价食物网营养结构与氮循环的重要方法^[10]. 湖泊作为内陆水体的重要组成,其生物地球化学循环过程与湖泊类型、流域开发程度等密切相关. 近几十年,受全球变暖和人类活动的双重影响,越来越多的湖泊水体出现面积萎缩、富营养化加剧、生态系统退化和物种多样性降低等特征,显著改变了湖泊碳、氮元素地球化学循环的时空模式^[11].

浮游植物作为重要的初级生产者,在湖泊生态系统的能量流动和物质循环中起着关键作用^[12]. 浮游动物作为湖泊生态系统的异养生物,又是高营养级消费者的捕食对象,位于食物链的重要环节^[13]. 同时,浮游植物和浮游动物具有生长速度快、周转率高且对外界环境变化敏感等特征,其 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 值能够快速响应湖泊水体环境与食物来源的波动^[5,14]. 然而,由于湖泊浮游生物样品的纯化提取难度较大,国内主要集中于水体悬浮颗粒有机物(POM) $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 值的时空变化研究^[4,15]. Gu^[16]和 Xu等^[17]对全球多个湖泊 POM 的空间调查发现,不同类型湖泊中 $\delta^{13}\text{C}_{\text{POM}}$ 和 $\delta^{15}\text{N}_{\text{POM}}$ 分布模式有较大差异,陆源营养盐负荷的影响显著. 王静等^[9]对贵州两个湖泊 $\delta^{15}\text{N}_{\text{POM}}$ 的季节波动及水体剖面上的垂直变化进行研究,揭示了湖泊内部氮源变换及生物地球化学作用的影响. 滇东湖泊^[18]及热带地区水库^[19]的研究表明,浮游动物 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 值变化趋势与浮游植物和 POM 的相似,具有明显的时空模式,反映了食物来源时空变化的驱动作用. 目前,针对云南湖泊浮游植物、浮游动物碳、氮稳定同位素的研究仍然不足,在云南地区湖泊类型多样、季风气候明显的背景下,需系统识别浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 值的季节特征与区域模式,明确不同湖泊类型下影响生物地球化学循环的关键因子.

本文以湖泊水深和营养水平具有差异的4个云南湖泊(抚仙湖、阳宗海、长桥海和大屯海)为研究对象,通过对浮游植物和浮游动物 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 值的季节变化,探讨季节尺度上浮游生物碳、氮稳定同位素对环境因子的响应模式及其与湖泊类型的关系,有助于认识云南高原湖泊生物地球化学循环的时空特征、关键过程及其影响因子,为湖泊治理及生态评价提供重要的科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于云南中部和东南部,抚仙湖($24^{\circ}17' \sim 24^{\circ}37' \text{N}$, $102^{\circ}49' \sim 102^{\circ}57' \text{E}$)、阳宗海($24^{\circ}01' \sim 24^{\circ}58' \text{N}$, $102^{\circ}59' \sim 103^{\circ}02' \text{E}$)位于滇中地区,为典型高原构造断陷型深水湖泊. 长桥海($23^{\circ}26'6'' \text{N}$, $103^{\circ}22'12'' \text{E}$)、大屯海($23^{\circ}25'38'' \text{N}$, $103^{\circ}18'39'' \text{E}$)为滇东南地区蒙自盆地中天然发育的浅水湖泊(图1). 研究区气候类型为亚热带高原季风气候^[20],旱季和雨季分明. 滇中(昆明、玉溪)和滇东南(蒙自)地区3个站点的降水数据(数据来自中国气象数据网 <http://data.cma.cn>)表明(表1),2017年6月—2018年5月期间,降水量主要集中于6—10月,占全年降水量的85%,其中6、9月平均降水量分别为213和104 mm,12、3月降水量显著减少,平均约为14和42 mm.

抚仙湖与阳宗海为大型深水湖泊,湖泊水体单季混合. 抚仙湖5—9月湖水分层,10月以后湖泊水体混合作用逐渐加强,冬、春季处于混合状态^[21]. 阳宗海6—9月湖水分层,10月中旬温跃层厚度变薄,12月份温

跃层消失,湖水混合^[22]. 长桥海、大屯海为小型浅水湖泊,湖水全年处于混合状态. 抚仙湖近些年沿岸开发较快,湖水水质逐渐受影响;阳宗海于2008年砷污染事件后,目前处于综合治理和生态修复阶段^[23]. 长桥海和大屯海由于人类活动强烈,过度养殖、开发程度高以及建筑堤坝使得湖面萎缩,逐渐成为水库型湖泊^[24].

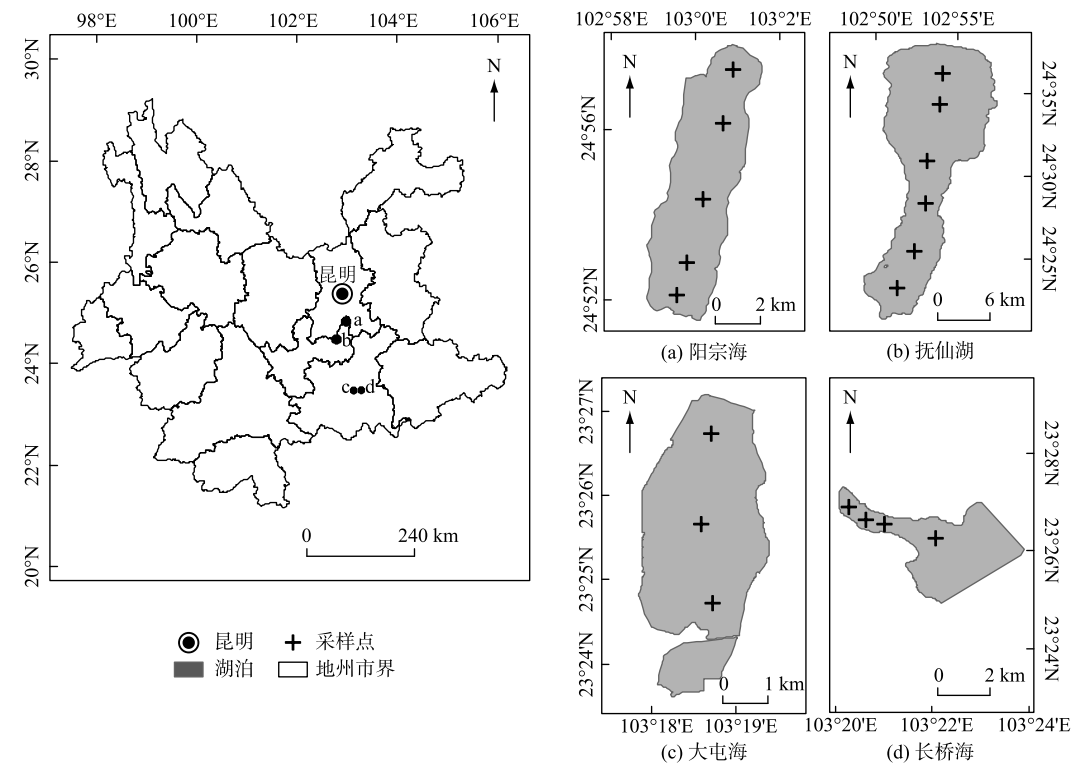


图1 研究区域与湖泊采样点分布

Fig.1 Location of four study lakes and sampling sites within each lake

表1 湖泊和流域基本信息^[20]

Tab.1 Summary of limnological and catchment information^[20]

湖泊	湖面高程/m	集水面积/湖泊面积/km ²	最大/平均水深/m	年降水量/mm
抚仙湖	1721.00	1084.00/211.00	155.00/89.60	1105.40
阳宗海	1770.75	192.00/31.68	30.00/19.50	1115.90
长桥海	1284.00	167.00/10.70	5.50/3.74	1077.60
大屯海	1286.00	284.50/12.33	5.00/3.70	1077.60

1.2 样品采集与处理

根据湖泊大小及其形态特征,在抚仙湖和阳宗海(大型深水湖泊)分别设置6和5个采样点,在长桥海和大屯海(小型浅水湖泊)分别设置4和3个采样点(图1). 分别于2017年6、9、12月、2018年3月对4个湖泊开展水质样品和浮游生物样品采集工作,共采集144个样品. 在每个采样点,使用多参数水质分析仪(美国 Xylem 公司,型号 YSI6600V2)测定水体温度(WT)、表层水体 pH 值等水质参数,使用塞氏盘和测深仪分别测定水体透明度(SD)和水深(Depth). 用采水器采集1 L 表层水质样品,4℃低温保存并带回实验室,总磷(TP)、总氮(TN)、叶绿素 *a* (Chl.*a*) 浓度等水质理化指标均参照《水与废水监测分析方法》进行测定^[25].

基于浮游植物和浮游动物个体大小差异,浮游生物同位素样品先使用22和64 μm 的浮游生物网在湖泊表层0~2 m 拖曳采集,再分别经64和250 μm 的网筛过滤,获得浮游植物(22~64 μm)和浮游动物(>250

μm)样品. 采集完成后置于4℃保温箱中冷藏保存. 在室内,向浮游生物样品中加入10%稀盐酸进行酸化处理,静置24 h以去除样品中无机碳,酸化后样品用去离子水清洗至中性. 将浮游生物样品置于玻璃皿中,在体视显微镜下用细胞夹、解剖针和胶头滴管挑出杂质. 经镜下鉴定,抚仙湖浮游植物样品以绿藻和硅藻占优,阳宗海、长桥海和大屯海均以蓝藻为主;4个湖泊中,大型浮游动物(>250 μm)均以桡足类和枝角类占优. 样品处理完成后放入冻干机(意大利EYELA公司,型号FDU-1110),在-50℃下冻干至恒重,用锡杯包好待测.

1.3 碳、氮稳定同位素分析及数据处理

碳、氮稳定同位素比值使用气体同位素质谱仪(美国Thermo Scientific公司,型号MAT-253)联用Flash EA元素分析仪,采用快速燃烧法测定. 稳定同位素组成以国际通用的δ值表示,其定义为:

$$\delta X(\text{‰}) = \left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} - 1 \right) \times 1000 \quad (1)$$

式中, X 表示 ^{13}C 或 ^{15}N , R_{sample} 为样品 $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ 或 $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, R_{standard} 为标样 $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ 或 $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$,分析精度<0.1‰. 样品测试在云南省高原地理过程与环境变化重点实验室完成.

本文结果中数据为平均值±标准差,统计分析前均对数据进行正态分布检验,应用Student's t -test 检验方法进行差异显著性检验,统计分析与制图在R(3.5.1)和Grapher 12软件中完成.

2 结果

2.1 主要水质参数的季节变化特征

4个湖泊表层水温均呈现明显的季节变化,夏、秋季水温显著高于冬、春季(图2). 抚仙湖、阳宗海6月与9月表层水体水温相近,平均值为(23.09±1.70)℃,略低于长桥海和大屯海(25.77±0.98)℃;在12与3月,4个湖泊的表层水温均下降明显,平均值为(15.96±1.18)℃. 抚仙湖和阳宗海湖水pH值季节变化与水温一致,夏、秋季(9.03±0.14)高于冬、春季(8.67±0.31). 长桥海和大屯海湖水pH值季节变化不明显,全年pH平均值分别为8.66±0.20和8.41±0.25. 抚仙湖和阳宗海采样点水深全年变化不大,长桥海与大屯海同一采样点的水深在6月较浅,而在9月达到最大值.

根据湖泊营养状况分级标准^[26],本次调查期间抚仙湖为贫营养湖泊、阳宗海为中营养湖泊,长桥海、大屯海为富营养湖泊. 4个湖泊的水体Chl. a 浓度季节变动较大,全年Chl. a 浓度平均值分别为(7.48±3.64) μg/L(抚仙湖)、(13.54±7.10) μg/L(阳宗海)、(73.56±28.04) μg/L(长桥海)以及(108.37±30.18) μg/L(大屯海). 4个湖泊中抚仙湖的营养水平较低,TP浓度在3月((46.05±16.32) μg/L)显著高于其他月份,TN浓度则在12月最高((546.26±20.62) μg/L). 阳宗海TP、TN浓度在12月达到最高值,分别为(39.56±7.77) μg/L和(1131.71±239.88) μg/L,水体SD冬、春季大于夏、秋季. 长桥海3月TP浓度最高((143.01±24.38) μg/L),9月TN浓度最高((3354.86±482.41) μg/L). 大屯海TP、TN浓度为4个湖泊中最高,均在6月达到最高值,分别为(171.78±46.96) μg/L和(4025.45±438.47) μg/L. 长桥海与大屯海的SD在6月最低,特别是大屯海,6月份SD仅为(0.27±0.12)m,显著小于其余季节((0.46±0.07)m).

2.2 浮游植物和浮游动物碳、氮稳定同位素的季节变化特征

4个湖泊浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 均呈现明显的季节变化特征,但不同类型湖泊间存在差异(图3). 6、9月营养水平较低的大型深水湖泊浮游植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值为-20.34‰±1.98‰,显著高于12、3月(-28.00‰±2.51‰, $P<0.001$). 而营养水平较高的小型浅水湖泊浮游植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值在6月最高(-21.24‰±0.88‰),9、12、3月 $\delta^{13}\text{C}$ 值较低,分别为-27.84‰±1.41‰、-25.77‰±0.19‰和-25.15‰±2.16‰.

在氮同位素方面,抚仙湖浮游植物 $\delta^{15}\text{N}$ 值最小,全年平均值为5.09‰±0.83‰,其中3月(6.25‰±0.19‰)显著高于其他月份($P<0.01$). 阳宗海浮游植物 $\delta^{15}\text{N}$ 平均值为8.66‰±2.79‰,最大值出现在3月(11.84‰±0.40‰). 长桥海浮游植物 $\delta^{15}\text{N}$ 值季节变化范围为10.64‰~14.06‰(年平均值为11.61‰±1.64‰),3月显著高于6、9、12月($P=0.01$). 大屯海浮游植物 $\delta^{15}\text{N}$ 值季节变幅最大(年平均值为10.85‰±6.24‰),从6月(5.43‰±1.64‰)开始递增至次年3月(19.80‰±4.99‰). 总体而言,4个湖泊浮游植物 $\delta^{15}\text{N}$ 值均在3月达到最高,且显著高于其余3个月份($P<0.05$).

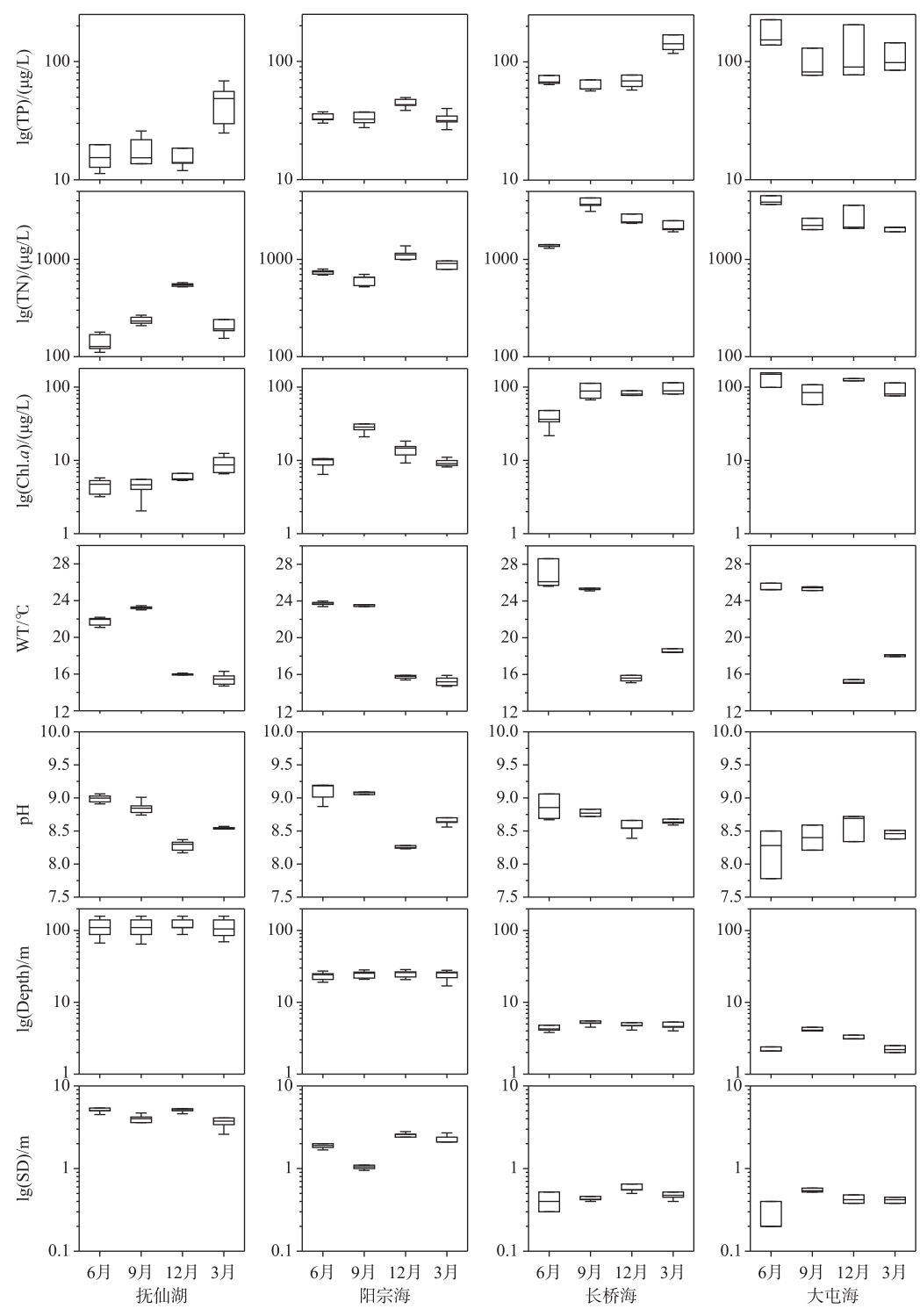


图 2 4 个高原湖泊 7 个主要水环境指标的季节特征

Fig.2 Seasonal variation of seven key water quality parameters in four plateau lakes

浮游动物 $\delta^{13}\text{C}$ 值的季节变化趋势与浮游植物较为一致(图 3), 除抚仙湖($P=0.04$), 其余 3 个湖泊浮游动物与浮游植物全年 $\delta^{13}\text{C}$ 值均无显著差异($P>0.05$). 4 个湖泊浮游动物 $\delta^{15}\text{N}$ 值则显著高于浮游植物($P<0.05$).

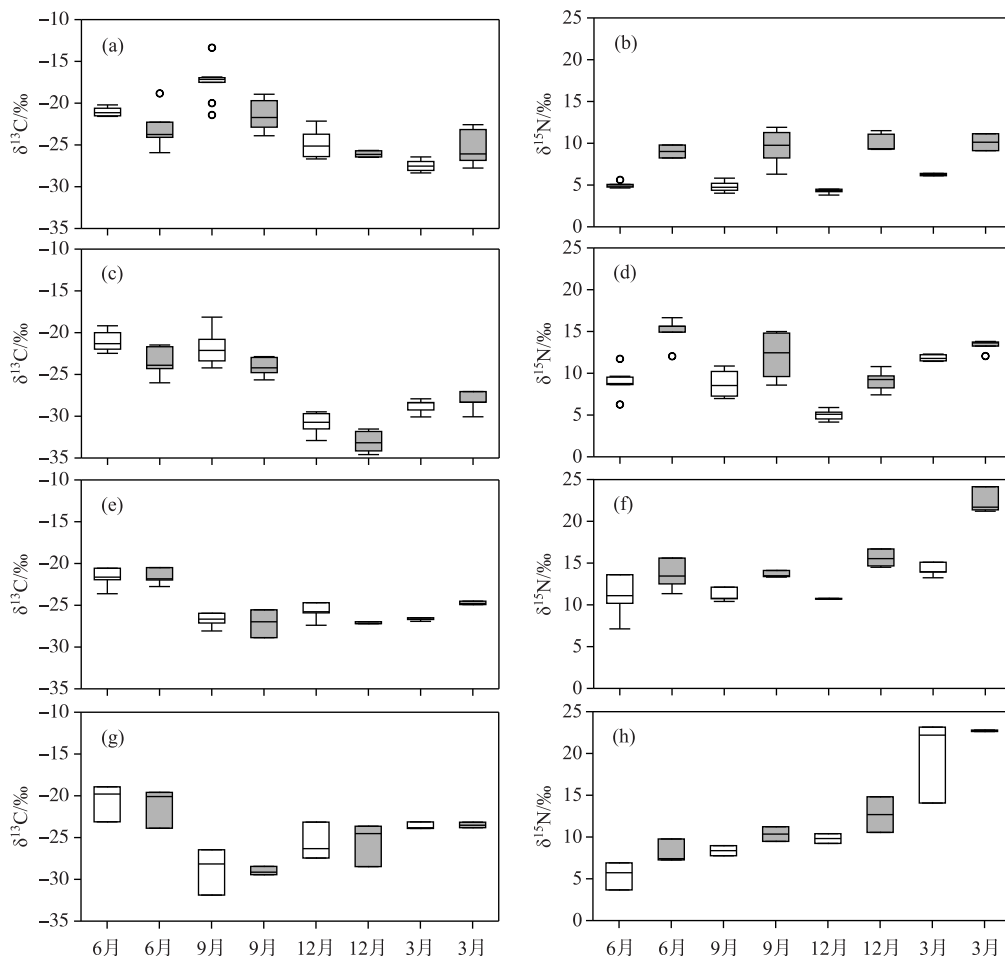


图 3 4 个湖泊不同月份浮游植物和浮游动物碳、氮稳定同位素的分布特征 (白色箱线图代表浮游植物, 灰色箱线图代表浮游动物. a、b: 抚仙湖; c、d: 阳宗海; e、f: 长桥海; g、h: 大屯海)

Fig.3 Boxplots showing seasonal distribution of carbon and nitrogen stable isotopes of phytoplankton and zooplankton at four lakes in different months (The white and gray boxplots indicate phytoplankton and zooplankton, respectively. a, b: Lake Fuxian; c, d: Lake Yangzong; e, f: Lake Changqiao; g, h: Lake Datun)

2.3 浮游动物与浮游植物碳、氮稳定同位素的相互关系

4 个湖泊的数据对比表明, 浮游动物与浮游植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 值具有显著的正相关关系($R^2=0.59$, $P<0.001$; $R^2=0.73$, $P<0.001$) (图 4). 在浮游动物与浮游植物的同位素差值(富集度)分布频率上, 富营养浅水湖泊浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 均具有更小的富集度分布特征(图 5). 营养水平较低的大型深水湖泊中, 浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 富集度绝对值分布于 $0\sim7\text{‰}$ 区间, $0\sim2\text{‰}$ 区间分布频数占 46%, 偏态系数为 0.59, 全年平均富集度为 $2.60\text{‰}\pm0.98\text{‰}$, 其中 6、9、12 月富集度较大, 平均值为 $3.02\text{‰}\pm2.14\text{‰}$, 3 月富集度小, 为 $1.67\text{‰}\pm1.65\text{‰}$. 营养水平较高的小型浅水湖泊中, 浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 富集度绝对值集中分布于 $0\sim4\text{‰}$ 区间, $0\sim2\text{‰}$ 区间分布频数占 69%, 偏态系数为 0.98, 全年平均富集度为 $1.61\text{‰}\pm0.90\text{‰}$. 浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度方面, 营养水平较低的大型

湖泊中偏态系数为-0.35(负偏分布),47%落在4‰~6‰区间,平均值为 $4.19‰\pm1.25‰$ 。营养水平较高的小型湖泊中偏态系数为0.77(正偏分布),0~4‰区间出现频率为64%,平均值为 $3.62‰\pm2.19‰$,其中3月 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度为 $6.35‰\pm2.50‰$,显著高于其余月份($2.71‰\pm1.22‰$, $P<0.05$)。

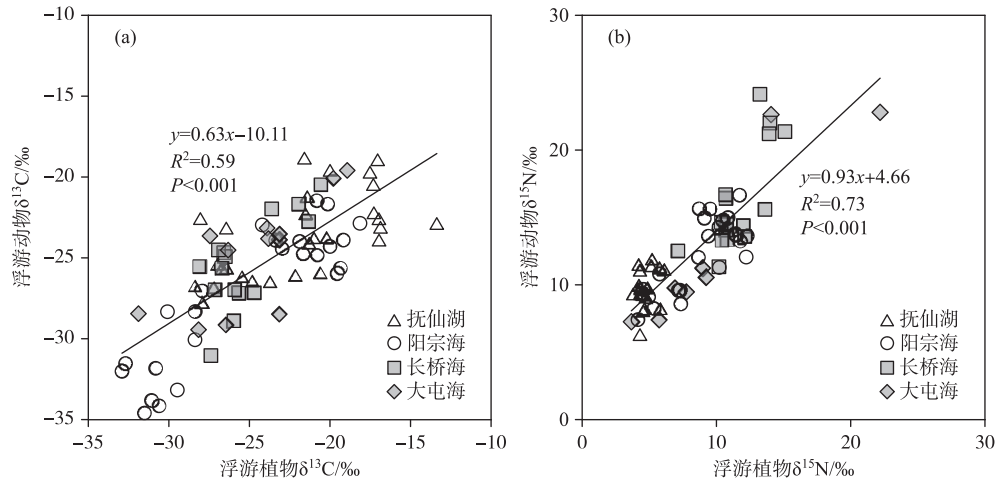


图 4 4 个湖泊浮游植物和浮游动物碳(a)、氮(b)稳定同位素散点图

Fig.4 Scatter plot of carbon (a) and nitrogen (b) stable isotopes of phytoplankton and zooplankton in four lakes

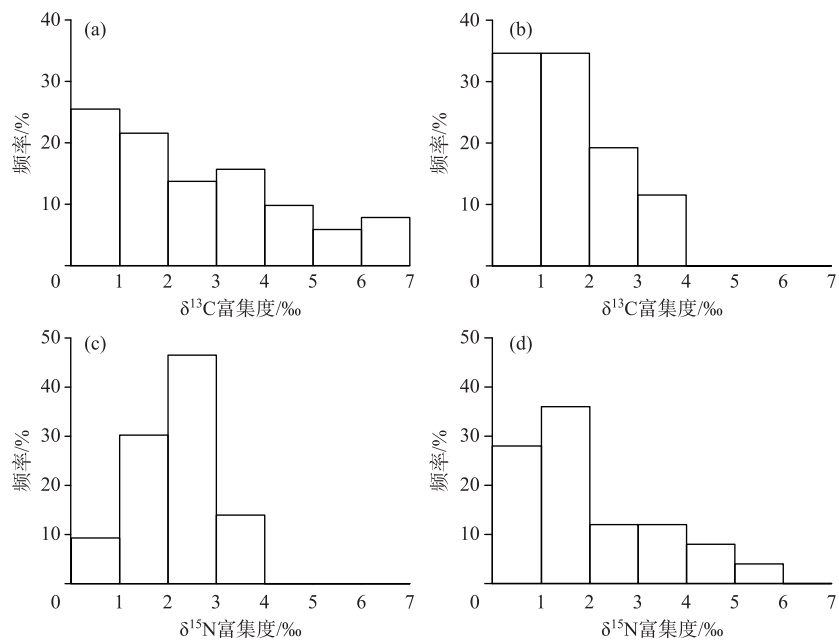


图 5 浮游动物与浮游植物稳定同位素富集度直方图(a、c:大型深水湖泊;b、d:小型浅水湖泊)

Fig.5 Histogram showing stable isotope differences between zooplankton and phytoplankton
(a, c: large deep lakes; b, d: small shallow lakes)

2.4 浮游生物碳、氮稳定同位素比值与环境因子的关系

不同类型湖泊中,浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 值的影响因素并不相同(图 6)。大型深水湖泊(抚仙湖和阳宗海)浮游

植物、浮游动物 $\delta^{13}\text{C}$ 值季节变化与湖泊表层水温 ($R^2 = 0.75$ 和 0.54 , $P < 0.001$)、pH ($R^2 = 0.49$ 和 0.40 , $P < 0.001$)、降水量 ($R^2 = 0.37$ 和 0.32 , $P < 0.001$) 呈显著正相关关系. 小型浅水湖泊 (长桥海和大屯海) 浮游植物、浮游动物 $\delta^{13}\text{C}$ 值季节变化则与降水量 ($R^2 = 0.32$, $P < 0.01$; $R^2 = 0.15$, $P < 0.05$) 呈正相关, 与 SD ($R^2 = 0.31$, $P < 0.01$; $R^2 = 0.41$, $P < 0.001$) 和采样点水深 ($R^2 = 0.25$, $P < 0.01$; $R^2 = 0.14$, $P < 0.05$) 呈负相关关系 (图 6). 总体上, 浮游植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值与环境因子之间的决定系数高于浮游动物. 在氮同位素方面, 湖泊浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 值的季节变化与湖泊营养水平指标 (TN、TP) 呈弱相关或无显著相关关系 (图 7).

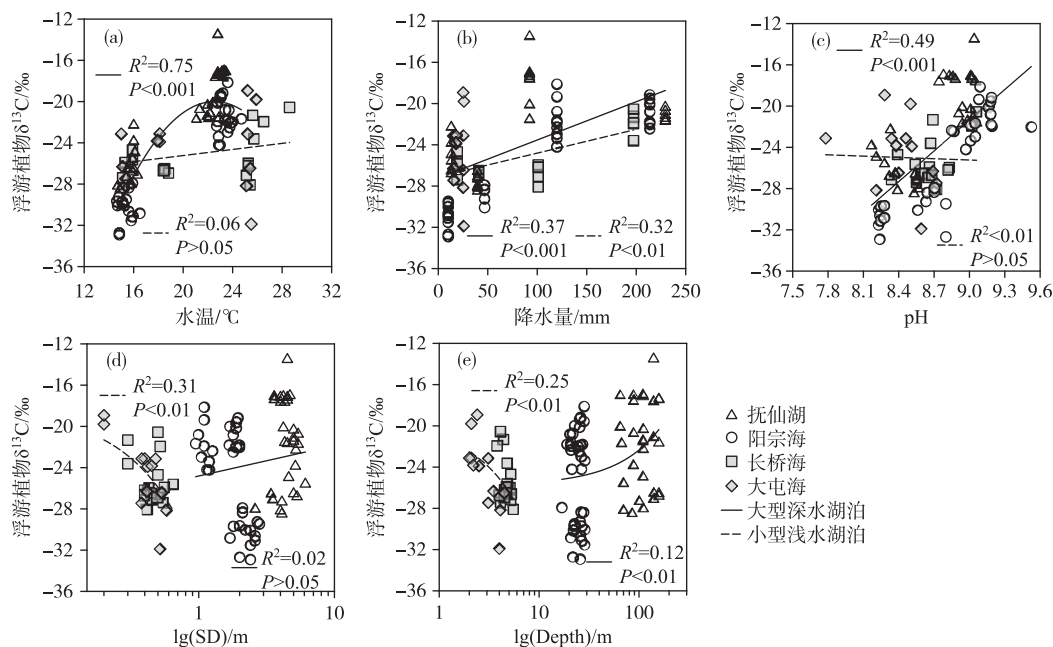


图 6 不同类型湖泊浮游植物碳稳定同位素与环境因子的相关性

Fig.6 Correlation between carbon stable isotope of phytoplankton and environmental factors in different types of lakes

3 讨论

3.1 浮游生物碳稳定同位素季节变化的影响因子识别

浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 值季节变化结果表明, 不同类型湖泊的影响因素存在差异. 大型深水湖泊浮游生物较大的 $\delta^{13}\text{C}$ 值主要出现在水温高、pH 值高、降水量多的夏、秋季. 水温是大型深水湖泊浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 值的重要影响因子. 在营养水平较低的湖泊, 温度是影响浮游生物生长速率的决定因素^[27]. 室内实验^[28-29] 和野外调查^[30] 发现, 浮游植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值与其生长速率呈正比. 抚仙湖和阳宗海夏秋季节水温高 (23.09 ± 1.70) °C, 浮游植物生长速率快, 因而 $\delta^{13}\text{C}$ 值升高. 同时, 水温高的季节, 水中溶解 CO_2 减少, 导致 pH 值升高^[31-32]. 水体 pH 值与水中溶解的 CO_2 和 HCO_3^- 两种无机碳形式的相对浓度密切相关. 溶解 CO_2 在 pH 值较低的水体中占主导, 而当 pH 值大于 9 时, 溶解 CO_2 浓度急剧减少, 无机碳以 HCO_3^- 形式存在^[31-32]. 由于 HCO_3^- 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值比水中溶解的 CO_2 高约 7‰~11‰^[33], 在 pH 值高的夏、秋季, 浮游植物利用 HCO_3^- 无机碳源增多, 其 $\delta^{13}\text{C}$ 值变大. 雨季是陆源有机质输入增加的时期, 由于浮游植物镜检难以完全剔除样品中混入的陆源有机碎屑, 而云贵高原喀斯特区土壤有机质相对富集 ^{13}C , 平均值为 -21.09‰ ^[34], 导致浮游植物样品的 $\delta^{13}\text{C}$ 值在夏、秋季较大.

小型浅水湖泊中, 浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 值的季节变化与 SD、降水量和采样点水深相关. SD 通常与藻类生物量呈负相关^[35], 然而在季节尺度上, 长桥海和大屯海这一变化规律并不显著 ($P > 0.05$). 长桥海和大屯海 6 月 SD 最低, 而长桥海 6 月 Chl.a 浓度最小, 大屯海的 Chl.a 水平虽然在 6 月最高, 但是相较 Chl.a 浓度接近的 12

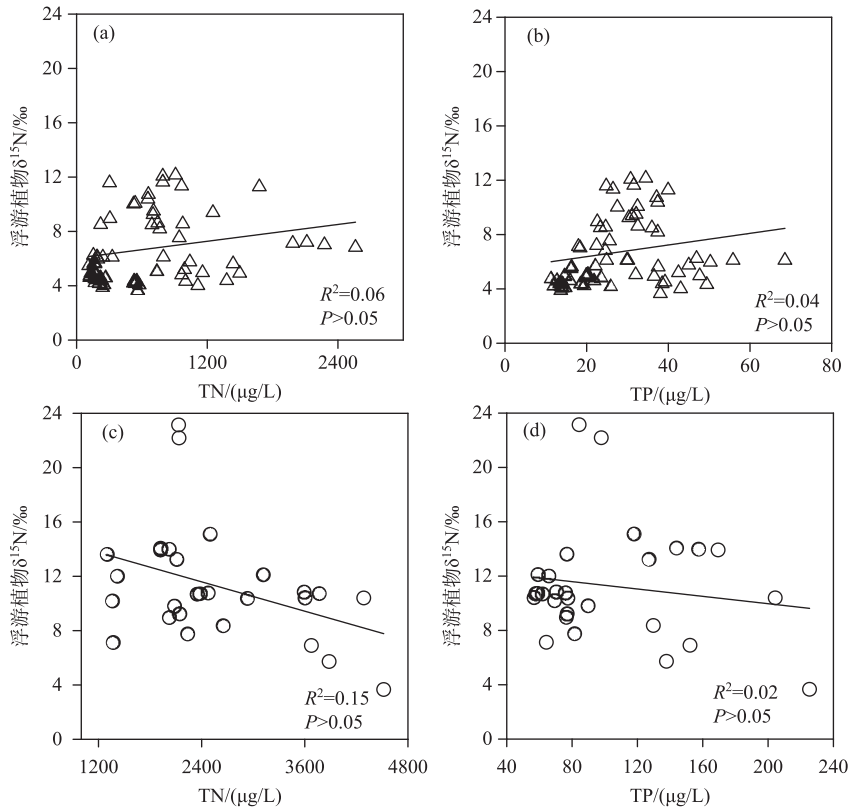


图7 不同湖泊中浮游植物氮稳定同位素与水体总氮、总磷浓度的相关性
(a、b:大型深水湖泊;c、d:小型浅水湖泊)

Fig.7 Correlation between nitrogen stable isotope of phytoplankton and total nitrogen, total phosphorus concentrations in different lakes (a, b: large deep lakes; c, d: small shallow lakes)

月,SD 却有很大差异(图2)。因此,研究区小型浅水湖泊SD的季节变化与藻类生物量无关。长桥海和大屯海集水面积与湖泊面积之比分别为15.61和23.07,显著高于两个大型深水湖泊(表1),指示雨季大量流域物质的输入可能是影响小型湖泊水体SD的主要原因。同时长桥海和大屯海湖水为主要工农业用水,雨季初期正是农业灌溉用水的主要时期,采样点水深反映湖泊水位在雨季不升反降,表明湖水被大量用于灌溉,湖面积萎缩,集水面积/湖泊面积比值进一步增加,导致夏季浮游植物样品中陆源有机质占比增加, $\delta^{13}\text{C}$ 值升高。

3.2 浮游生物氮稳定同位素的季节性特征

此次调查的4个湖泊在水体营养水平、水深及湖泊面积有着明显不同,但浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 值在春季(3月)均显著高于其他季节。前人研究表明,固氮蓝藻的固氮作用是影响藻类 $\delta^{15}\text{N}$ 值的主要原因之一^[5,36]。然而,抚仙湖浮游植物生物量以绿藻和硅藻占优^[37-38]。阳宗海、长桥海和大屯海虽然蓝藻生物量高^[22,38-39],但TN:TP比值高(图2),固氮蓝藻异形胞并不发育^[38],对浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 值季节变化影响不大。云南地区季节性氮营养盐的来源上存在较大差异,雨季期间,流域土壤流失严重, $\delta^{15}\text{N}$ 值较低的农业化肥^[40]、陆源有机质^[41]通过面源污染方式输入湖泊;旱季期间入湖河流水流下降,生活污水负荷增加,此时氮主要来源于富集 ^{15}N 的生活污水^[42]等点源污染。面源污染和点源污染作为云南湖泊不同季节主要污染方式,其 $\delta^{15}\text{N}$ 值^[40-42]与云南湖泊浮游植物 $\delta^{15}\text{N}$ 值的季节变化相一致,可能通过生物吸收作用影响了浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 值的季节模式。12月份虽为旱季,但湖泊仍然受到来自雨季输入的亏损 ^{15}N 的营养盐影响, $\delta^{15}\text{N}$ 值上升不明显,

并且冬季温度低浮游植物生长缓慢,¹⁵N 亏损^[43],个别湖泊如阳宗海,浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 值反而下降. 3 月为旱季的中晚期,雨季输入的营养盐影响已非常弱,且温度回升,浮游植物生长速率变快,¹⁵N 在生物体内富集^[43],造成浮游植物 $\delta^{15}\text{N}$ 值达到全年最高. 因此,雨季面源污染为主向旱季点源污染为主的季节转变是造成云南湖泊浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 值季节性变化的主要影响因素.

3.3 湖泊类型与浮游生物碳、氮稳定同位素富集度的关系

4 个湖泊浮游动物与浮游植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 值具有显著相关关系(图 4),表明浮游植物是浮游动物的主要食物来源. 然而,不同类型湖泊浮游生物碳、氮稳定同位素富集度呈现不同分布特征(图 5),指示浮游动物对浮游植物作为食物的依赖程度有所不同.

在浮游动物与浮游植物 $\delta^{13}\text{C}$ 富集度方面,营养水平较低的大型深水湖泊具有更高的 $\delta^{13}\text{C}$ 富集度以及更大范围的富集度分布特征(图 5). 由于营养水平较低的湖泊初级生产力低,陆源有机质对食物网的贡献总体较高. 前人研究表明,在贫营养湖泊,陆源有机质对湖泊的贡献可高达 75%^[44]. 由于陆源有机质同位素与内源浮游植物同位素存在差异^[45-46],导致营养水平低的湖泊中浮游动物由于摄入陆源有机质而与浮游植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值相异性增大,并且这种相异性还表现在季节尺度上. 在 6、9、12 月,大型深水湖泊浮游动物与浮游植物 $\delta^{13}\text{C}$ 富集度较大($3.02\text{‰} \pm 2.14\text{‰}$),表明陆源有机质对食物网的贡献从雨季一直持续到冬季. 3 月 $\delta^{13}\text{C}$ 值相异性减弱($1.67\text{‰} \pm 1.65\text{‰}$),浮游动物碳源主要受到浮游植物的影响,可能与春季浮游植物群落结构中高质量食物硅藻生物量增加^[21]有关. 营养水平较高的小型湖泊,尽管夏季受流域输入影响明显,但全年浮游动物与浮游植物 $\delta^{13}\text{C}$ 富集度总体较小,偏态系数达到 0.98,表明陆源有机质对富营养湖泊食物网的影响比较有限,富营养湖泊中浮游动物碳源以内源碳(如浮游植物)为主,导致在有机碳传输过程中表现出较强的耦合作用与相近的 $\delta^{13}\text{C}$ 值.

浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度在大型深水湖泊为负偏分布、富集度大,而小型浅水湖泊为正偏分布、富集度小(图 5). 在营养水平低的湖泊,初级生产力相对较低、食物来源少,导致浮游动物摄食率增加,造成非必需营养物质的额外代谢循环,使得动物组织和食物之间的 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度增加^[47]. 此外,动物细胞内谷氨酸和天冬氨酸之间的转氨作用过程中,¹⁴NH₂ 比 ¹⁵NH₂ 快 1.0083 倍,同样会导致食物缺乏的情况下动物组织 ¹⁵N 的增加^[48],造成消费者与食物的 $\delta^{15}\text{N}$ 差异进一步扩大. 相反,在富营养湖泊中,初级生产力高,食物充足,浮游动物与浮游植物 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度减小. 然而,4 个湖泊浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度最大值出现在富营养湖泊(长桥海和大屯海)的 3 月,平均值为 $6.35\text{‰} \pm 2.50\text{‰}$,是其余季节 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度的两倍,且超过消费者与食物之间 $\delta^{15}\text{N}$ 富集系数的一般分布范围($3\text{‰} \sim 5\text{‰}$)^[49]. 较大的 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度表明长桥海和大屯海浮游动物($>250\text{ }\mu\text{m}$)在春季可能更多地以小型浮游动物作为主要食物来源,导致其营养级位置升高. 剔除长桥海和大屯海 3 月数据,富营养的小型浅水湖泊浮游动物与浮游植物 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度为 $2.71\text{‰} \pm 1.22\text{‰}$,显著低于营养水平较低的大型深水湖泊($4.19\text{‰} \pm 1.25\text{‰}$),表明随湖泊营养水平增加,浮游植物作为主要食物来源充足,相邻营养级之间 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度降低.

4 结论

1) 云南不同类型的湖泊中,浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 值具有明显的季节变化特征,且影响因素有所差异. 大型深水湖泊浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 值在雨季较大,受生长速率、陆源有机质输入及无机碳浓度的季节变化控制. 而小型浅水湖泊浮游生物 $\delta^{13}\text{C}$ 值的季节变化则受夏季流域物质输入影响明显.

2) 4 个湖泊浮游生物 $\delta^{15}\text{N}$ 值均在春季显著增大,呈现出一致的季节变化规律,可能反映了云南地区流域污染物来源的季节变化特征,即从雨季的面源污染(农业化肥)为主向旱季的点源污染(生活污水)为主的转变模式.

3) 与营养水平较低的湖泊相比,富营养湖泊浮游动物碳源主要受内源碳(如浮游植物)控制,导致有机碳在传输过程中有较强的耦合作用,并且相邻营养级之间总体具有更小的 $\delta^{15}\text{N}$ 富集度特征.

5 参考文献

- [1] Lin GH. Stable isotope ecology: A new branch of ecology resulted from technology advances. *Chinese Journal of Plant Ecol-*

- ogy, 2010, **34**(2): 119-122. [林光辉. 稳定同位素生态学: 先进技术推动的生态学新分支. 植物生态学报, 2010, **34**(2): 119-122.]
- [2] Espinasse B, Pakhomov EA, Hunt B *et al.* Latitudinal gradient consistency in carbon and nitrogen stable isotopes of particulate organic matter in the Southern Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 2019, **631**: 19-30. DOI: 10.3354/meps13137.
- [3] Arellano AR, Bianchi TS, Osburn CL *et al.* Mechanisms of organic matter export in estuaries with contrasting carbon sources. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2019, **124**(10): 3168-3188. DOI: 10.1029/2018jg004868.
- [4] Chen JG, Yang HQ, Zeng Y *et al.* Combined use of radiocarbon and stable carbon isotope to constrain the sources and cycling of particulate organic carbon in a large freshwater lake, China. *Science of the Total Environment*, 2018, **625**: 27-38. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.275.
- [5] Gu BH, Chapman AD, Schelske CL. Factors controlling seasonal variations in stable isotope composition of particulate organic matter in a softwater eutrophic lake. *Limnology and Oceanography*, 2006, **51**(6): 2837-2848. DOI: 10.4319/lo.2006.51.6.2837.
- [6] Peel RA, Hill JM, Taylor GC *et al.* Food web structure and trophic dynamics of a fish community in an ephemeral floodplain lake. *Frontiers in Environmental Science*, 2019, **7**: 192. DOI: 10.3389/fenvs.2019.00192.
- [7] Zanden MJV, Rasmussen JB. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography*, 2001, **46**(8): 2061-2066. DOI: 10.4319/lo.2001.46.8.2061.
- [8] Hong S, Lee Y, Yoon SJ *et al.* Carbon and nitrogen stable isotope signatures linked to anthropogenic toxic substances pollution in a highly industrialized area of South Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, **144**: 152-159. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.05.006.
- [9] Wang J, Wu FC, Li W *et al.* Seasonal variation and vertical characteristics of the $\delta^{15}\text{N}$ of particulate organic matter in Lake Hongfeng and Lake Baihua, Guizhou Province. *J Lake Sci*, 2008, **20**(5): 571-578. DOI: 10.18307/2008.0504. [王静, 吴丰昌, 黎文等. 云贵高原湖泊颗粒有机物稳定氮同位素的季节和剖面变化特征. 湖泊科学, 2008, **20**(5): 571-578.]
- [10] Griboff J, Wunderlin DA, Horacek M *et al.* $\delta^{15}\text{N}$ as an indicator of freshwater systems suitable for edible fish production. *Ecological Indicators*, 2020, **108**: 105743. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105743.
- [11] Liu Y, Wang XY, Wen Q *et al.* Identifying sources and variations of organic matter in an urban river in Beijing, China using stable isotope analysis. *Ecological Indicators*, 2019, **102**: 783-790. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.03.023.
- [12] Han Q, Wang BL. Mechanisms of stable carbon isotope fractionation by phytoplankton and its environmental applications. *Chinese Journal of Ecology*, 2017, **36**(5): 1436-1443. DOI: 10.13292/j.1000-4890.201705.019. [韩琼, 王宝利. 浮游植物稳定碳同位素分馏机制及环境应用. 生态学杂志, 2017, **36**(5): 1436-1443.]
- [13] Hou W, Sun SH, Gu BH *et al.* Stable isotopes of zooplankton and their applications in the research of aquatic ecosystems. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, **30**(6): 1807-1814. DOI: 10.13287/j.1001-9332.201906.016. [侯伟, 孙韶华, 古滨河等. 浮游动物稳定碳、氮同位素特征及其在水生态系统研究中的应用. 应用生态学报, 2019, **30**(6): 1807-1814.]
- [14] Cheng LJ, Kattel G, Xue B *et al.* Application of subfossil *Bosmina* and its $\delta^{13}\text{C}$ values in tracing the long-term food web dynamics of shallow eutrophic lakes: A case in Taihu Lake, southeast China. *Science of the Total Environment*, 2020, **730**: 138909. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138909.
- [15] Wang J, Yuan J, Tan X *et al.* Stable isotope composition of particulate organic matters and dissolved nitrate in the Jinshui River, Upper Han River Basin. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, **35**(22): 7338-7346. DOI: 10.5846/stxb201404080670. [王婧, 袁洁, 谭香等. 汉江上游金水河悬浮物及水体碳氮稳定同位素组成特征. 生态学报, 2015, **35**(22): 7338-7346.]
- [16] Gu B. Variations and controls of nitrogen stable isotopes in particulate organic matter of lakes. *Oecologia*, 2009, **160**(3): 421-431. DOI: 10.1007/s00442-009-1323-z.
- [17] Xu J, Li S, Xie P. Differences in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of particulate organic matter from the deep oligotrophic Lake Fuxian connected with the shallow eutrophic Lake Xingyun, People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2005, **74**(2): 281-285. DOI: 10.1007/s00128-004-0581-z.
- [18] Liang H, Huang LP, Chen GJ *et al.* Patterns of carbon and nitrogen stable isotopes and elemental composition of lake pri-

- mary producers and zooplankton in eastern Yunnan. *J Lake Sci*, 2018, **30**(5): 1400-1412. DOI: 10.18307/2018.0521. [梁红, 黄林培, 陈光杰等. 滇东湖泊水生植物和浮游生物碳、氮稳定同位素与元素组成特征. 湖泊科学, 2018, **30**(5): 1400-1412.]
- [19] Ning JJ, Liu H, Gu BH *et al.* Carbon and nitrogen stable isotope characteristics of particulate organic matter and zooplankton in Liuxihe Reservoir. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(5): 1502-1509. DOI: 10.5846/stxb201101100037. [宁加佳, 刘辉, 古滨河等. 流溪河水库颗粒有机物及浮游动物碳、氮稳定同位素特征. 生态学报, 2012, **32**(5): 1502-1509.]
- [20] Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences ed. Chinese lakes survey report. Beijing: Science Press, 2019. [中国科学院南京地理与湖泊研究所. 中国湖泊调查报告. 北京: 科学出版社, 2019.]
- [21] Li R, Chen GJ, Kang WG *et al.* Spatio-temporal variations of diatom community and their relationship with water environment in Fuxian lake. *Environmental Science*, 2018, **39**(7): 3168-3178. DOI: 10.13227/j.hjks.201710188. [李蕊, 陈光杰, 康文刚等. 抚仙湖硅藻群落的时空变化特征及其与水环境的关系. 环境科学, 2018, **39**(7): 3168-3178.]
- [22] Bai NJ, Chen L, Jiang YN *et al.* Spatio-temporal characteristics of phytoplankton distribution and the identification of driving factors in the arsenic-contaminated Yangzong Lake. *J Lake Sci*, 2019, **31**(1): 147-158. DOI: 10.18307/2019.0114. [白宁静, 陈丽, 蒋伊能等. 阳宗海砷污染背景下浮游植物的时空分布特征及其驱动因子解析. 湖泊科学, 2019, **31**(1): 147-158.]
- [23] Tao JS, Chen GJ, Chen XL *et al.* Long-term pattern of diatom community responses to water pollution and hydrological regulation in Yangzong Lake. *Geographical Research*, 2016, **35**(10): 1899-1911. DOI: 10.11821/dlyj201610009. [陶建霜, 陈光杰, 陈小林等. 阳宗海硅藻群落对水体污染和水文调控的长期响应模式. 地理研究, 2016, **35**(10): 1899-1911.]
- [24] Yu Y, Zhang M, Qian SQ *et al.* Current status and development of water quality of lakes in Yunnan-Guizhou Plateau. *J Lake Sci*, 2010, **22**(6): 820-828. DOI: 10.18307/2010.0603. [于洋, 张民, 钱善勤等. 云贵高原湖泊水质现状及演变. 湖泊科学, 2010, **22**(6): 820-828.]
- [25] Editorial Board of "Monitoring and analysis methods of water and wastewater", Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China ed. Monitoring and analysis methods of water and wastewater: fourth edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 243-285. [国家环境保护局《水与废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 243-285.]
- [26] Wang MC, Liu XQ, Zhang JH. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication. *Environmental Monitoring in China*, 2002, **18**(5): 47-49. [王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准. 中国环境监测, 2002, **18**(5): 47-49.]
- [27] McLaren IA. Effects of temperature on growth of zooplankton, and the adaptive value of vertical migration. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 1963, **20**(3): 685-727. DOI: 10.1139/f63-046.
- [28] Laws EA, Popp BN, Bidigare RR *et al.* Dependence of phytoplankton carbon isotopic composition on growth rate and $[CO_2]_{aq}$: Theoretical considerations and experimental results. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1995, **59**(6): 1131-1138. DOI: 10.1016/0016-7037(95)00030-4.
- [29] Gervais F, Riebesell U. Effect of phosphorus limitation on elemental composition and stable carbon isotope fractionation in a marine diatom growing under different CO_2 concentrations. *Limnology and Oceanography*, 2001, **46**(3): 497-504. DOI: 10.4319/lo.2001.46.3.0497.
- [30] Hou W, Gu BH, Lin QQ *et al.* Stable isotope composition of suspended particulate organic matter in twenty reservoirs from Guangdong, southern China: Implications for pelagic carbon and nitrogen cycling. *Water Research*, 2013, **47**(11): 3610-3623. DOI: 10.1016/j.watres.2013.04.014.
- [31] Chappuis E, Serri   V, Martí E *et al.* Decrypting stable-isotope ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$) variability in aquatic plants. *Freshwater Biology*, 2017, **62**(11): 1807-1818. DOI: 10.1111/fwb.12996.
- [32] Schulte P, van Geldern R, Freitag H *et al.* Applications of stable water and carbon isotopes in watershed research: Weathering, carbon cycling, and water balances. *Earth-Science Reviews*, 2011, **109**(1/2): 20-31. DOI: 10.1016/j.earscirev.2011.07.003.
- [33] Bain JT, Proctor MCF. The requirement of aquatic bryophytes for free CO_2 as an inorganic carbon source: Some experimental evidence. *New Phytologist*, 1980, **86**(4): 393-400. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1980.tb01680.x.

- [34] Zou J, Yu LF, Li YY *et al.* Changes in $\delta^{13}\text{C}$ value of plant-litter-soil system in soils developed from different lithologies in Karst area. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2020, **34**(1): 186-194. [邹军, 喻理飞, 李媛媛等. 喀斯特区不同岩性发育的土壤上植物-枯落物-土壤系统 $\delta^{13}\text{C}$ 值变化特征. 水土保持学报, 2020, **34**(1): 186-194.]
- [35] Zhao X, Xu SL, Xue XS *et al.* Water transparency and its impact factors in plateau lake recharged by reclaimed water. *South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology*, 2015, **13**(6): 1084-1088. [赵轩, 许申来, 薛祥山等. 高原再生水湖泊的水体透明度及其影响因素. 南水北调与水利科技, 2015, **13**(6): 1084-1088.]
- [36] Gu BH, Schell DM, Alexander V. Stable carbon and nitrogen isotopic analysis of the plankton food web in a subarctic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1994, **51**(6): 1338-1344. DOI: 10.1139/F94-133.
- [37] Liu XX, Chen L, Jiang YN *et al.* Spatiotemporal variation of phytoplankton communities and their relationship with environmental factors in Lake Fuxian. *J Lake Sci*, 2020, **32**(3): 793-803. DOI: 10.18307/2020.0319. [刘晓曦, 陈丽, 蒋伊能等. 抚仙湖浮游植物群落时空变化特征及其与环境因子的关系. 湖泊科学, 2020, **32**(3): 793-803.]
- [38] Zhang T. Spatial distribution of phytoplankton in Yunnan lakes and *Fragilaria* response to arsenic stressor [Dissertation]. Kunming: Yunnan Normal University, 2018. [张涛. 云南高原湖泊浮游植物空间分布特征及脆杆藻对砷胁迫的响应模式[学位论文]. 昆明: 云南师范大学, 2018.]
- [39] Zhang T, Jiang YN, Chen L *et al.* Spatial distribution and determinants of phytoplankton and bacterioplankton community structure in Yangzong Lake. *Journal of Hydroecology*, 2019, **40**(4): 65-74. DOI: 10.15928/j.1674-3075.2019.04.009. [张涛, 蒋伊能, 陈丽等. 阳宗海浮游植物和浮游细菌群落的空间分布特征. 水生态学杂志, 2019, **40**(4): 65-74.]
- [40] Grey J. Stable isotopes in ecology and environmental science. *Freshwater Biology*, 2008, **54**(2): 434-435. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01876.x-i1.
- [41] Kendall C. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments//Kendall C, McDonnell JJ. Isotope tracers in catchment hydrology. Amsterdam: Elsevier, 1998: 519-576. DOI: 10.1016/b978-0-444-81546-0.50023-9.
- [42] Heaton THE. $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratios of NO_x from vehicle engines and coal-fired power stations. *Tellus B*, 1990, **42**(3): 304-307. DOI: 10.1034/j.1600-0889.1990.00007.x-i1.
- [43] Montoya JP, McCarthy JJ. Isotopic fractionation during nitrate uptake by phytoplankton grown in continuous culture. *Journal of Plankton Research*, 1995, **17**(3): 439-464. DOI: 10.1093/plankt/17.3.439.
- [44] Yokokawa T, Nagata T. Linking bacterial community structure to carbon fluxes in marine environments. *Journal of Oceanography*, 2010, **66**(1): 1-12. DOI: 10.1007/s10872-010-0001-4.
- [45] Balakrishna K, Probst JL. Organic carbon transport and C/N ratio variations in a large tropical river: Godavari as a case study, India. *Biogeochemistry*, 2005, **73**(3): 457-473. DOI: 10.1007/s10533-004-0879-2.
- [46] Louchouart P, Lucotte M, Farella N. Historical and geographical variations of sources and transport of terrigenous organic matter within a large-scale coastal environment. *Organic Geochemistry*, 1999, **30**(7): 675-699. DOI: 10.1016/S0146-6380(99)00019-4.
- [47] Martínezdel RC, Wolf BO. Mass-balance models for animal isotopic ecology//Starck JM, Wang T, Ebrary I eds. Physiological and ecological adaptations to feeding in vertebrates. Enfield, NH: Science Publishers, 2005: 141-174.
- [48] Macko SA, Estep MLF, Engel MH *et al.* Kinetic fractionation of stable nitrogen isotopes during amino acid transamination. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1986, **50**(10): 2143-2146. DOI: 10.1016/0016-7037(86)90068-2.
- [49] Post DM. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology*, 2002, **83**(3): 703-718. DOI: 10.2307/3071875.