

李瑞,于爽,孙平安,等. 贵州茂兰板寨水域水生植物 $\delta^{13}\text{C}$ 特征及光合作用固定 HCO_3^- 碳量估算[J]. 中国岩溶, 2015, 34(1): 9-16.
DOI: 10. 11932/karst20150102

贵州茂兰板寨水域水生植物 $\delta^{13}\text{C}$ 特征及 光合作用固定 HCO_3^- 碳量估算

李瑞^{1,3}, 于爽^{2,3*}, 孙平安³, 何师意³, 原雅琼^{1,3}, 熊志斌⁴

(1. 西南大学地理科学学院, 重庆 400715; 2. 中国地质大学环境学院, 湖北 武汉 430074;
3. 中国地质科学院岩溶地质研究所, 联合国教科文组织国际岩溶研究中心, 国土资源部/广西壮族自治区岩溶
动力学重点实验室, 广西 桂林 541004; 4. 贵州茂兰国家级自然保护区管理局, 贵州 荔波 558400)

摘要:为研究水生植物光合作用对岩溶碳汇的贡献,选取板寨河水域为研究区,分冬季和夏季测定典型水生植物的生物量以及各采样点水生植物碳同位素组成($\delta^{13}\text{C}$ 值),并利用水生植物稳定碳同位素与碳酸酐酶间的关系建立的二端元模型,估算板寨河水生植物光合作用的固碳量。结果发现夏季生物量小于冬季生物量,水生植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值变化在 -35.45% ~ -24.62% 之间,其中挺水植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值最大,平均为 -27.89% ,其次为沉水植物,平均为 -29.96% 。浮水植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值最低,平均为 -32% ,受流速、 CO_2 浓度、光合途径等影响引起同种水生植物间同位素差异。水域水生植物固定下的 HCO_3^- 碳量为 $19.52\text{tc}/(\text{a}, \text{km}^2)$,其利用 HCO_3^- 作为无机碳源进行光合作用的比例平均为 47.84% ,显示出巨大的固碳潜力,是全球岩溶碳汇的一个重要组成部分。

关键词:水生植物;固碳量; $\delta^{13}\text{C}$ 特征;溶解无机碳;碳汇

中图分类号:P597.2;X171 **文献标识码:**A **文章编号:**1001-4810(2015)01-0009-08

0 引言

全球大气中 CO_2 的浓度已由工业革命前的 280×10^{-6} 升高到 2010 年的 389×10^{-6} ,并继续以约 $2 \times 10^{-6}/\text{a}$ 的速度增加^[1],为应对由此带来的环境问题,阐明全球碳循环,特别是大气 CO_2 的源和汇成为国际研究热点。传统的碳循环模型中把地质作用的碳循环当作一种纯无机过程,取其速率低于生命系统碳循环的 1~2 个数量级而使地质碳循环在国际上受到忽视,且其稳定性也受到质疑^[2],然而,诸多研究表明并不存在这样一个纯无机的过程,生物化学过程似乎是更加准确的表述^[3]。因此,目前的研究十分重视岩溶区陆地植被和水生植物固碳作用的岩溶碳汇潜力^[4-8],例如王培等^[9]通过实验得出,岩溶区小球藻

能将水中 40.628% 的 HCO_3^- 利用,刘再华等^[10]计算出,全球水循环产生 0.8013Pg C/a 的 CO_2 (占所谓的遗漏 CO_2 汇的 28.6%),最终主要被水生植物的光合作用所消耗^[11-13]。近来一系列以昼夜为时间尺度,监测水生植物光合作用利用溶解无机碳的研究还表明,水生光合植物不仅产生巨大的固碳量(甚至达海洋“生物碳泵”的 51 倍之多),形成的生物碳汇更具有持久稳定性^[14-15]。然而,从已有的成果看,估算水域水生植物通过光合作用固定地质碳汇方面的研究却相对较少。碳酸盐岩风化能否形成稳定持久碳汇很大程度上取决于风化产生的溶解无机碳(DIC)能否被水生光合生物利用及其利用程度^[14],岩溶区大多数淡水 pH 值高于 7,溶解的无机碳形态主要以 HCO_3^- 为主^[16]。低浓度的 CO_2 成为水生植物光合作

基金项目:地质调查项目(12120113005100);国家自然科学基金(41402324,41402238);广西自然科学基金(2014GXNSFB118228);中国地质科学院岩溶地质研究所所控基金(201320,201429);国土资源部/广西岩溶动力学重点实验室开放基金(14-B-03)
第一作者简介:李瑞(1990-),女,硕士研究生,主要研究方向为岩溶环境学,E-mail:616569272@qq.com。
通讯作者:E-mail:Yuxhi@karst.ac.cn。
收稿日期:2014-11-08

用的限制因子,然而水生植物与陆生植物最大的区别在于进行光合作用时具有利用 HCO_3^- 作为碳源的能力^[17-18]。水生植物通过碳酸酐酶(Carbonic anhydrase, CA)利用 HCO_3^- 进行光合作用^[19],致使 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 、pH 等一系列化学指标发生变化^[14,20-23],同时引起水生植物的稳定碳同位素分馏,因而利用碳酸酐酶与水生植物稳定同位素的关系,根据水生植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值可以推算水生植物光合作用利用 HCO_3^- 的比例^[24]。本文通过统计水生生物的生物量,推算其利用 HCO_3^- 的比例,估算了板寨河水生植物固定的 HCO_3^- 碳量,为进一步研究水生植物代谢活动对岩溶碳循环的影响,估算其对岩溶碳汇贡献提供科学依据。

1 研究区概况

板寨河位于贵州省荔波县茂兰国家级自然保护区核心区内,处于贵州高原南部向广西丘陵平原过渡的斜坡地带^[25]。地理位置为 $107^{\circ}55' \sim 108^{\circ}05' \text{E}$ 、 $25^{\circ}12' \sim 25^{\circ}15' \text{N}$,属珠江流域的柳江水系,流域面积约 19.03 km^2 。地貌类型为峰丛洼地,主要径流方向为 SW—NE 和 NW—SE,受地质构造的影响,径流途中明流与暗流交替频繁。流域内出露的地层主要有石

炭系下统大塘阶上段($\text{C}_1 d^3$)、石炭系中统(C_2)和第四系(Q)地层。大塘阶上段($\text{C}_1 d^3$)地层分布面积很小,仅在地下河出口附近及明流段河谷两侧出露,主要为泥质沙岩、泥质灰岩和泥质白云岩,透水性较弱,是区内的相对隔水层;石炭系中统(C_2)岩性比较复杂,白云岩和灰岩互变剧烈,其出露面积最大,为该区主要储水岩层;第四系(Q)则主要为粉质黏土、残坡积和冲洪积黏土,分布在流域内洼地、谷地底部,厚度较薄,一般为 $0.5 \sim 2.0 \text{ m}$ ^[26]。

板寨河流域位于中亚热带季风湿润气候区,海拔在 $530 \sim 810 \text{ m}$ 之间,气候垂直变化和地形小气候明显,年平均气温在 $15.3 \sim 18.3 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 间,每年最热月为 7 月,平均为 $27.0 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 左右;最冷月为 1 月,平均为 $5.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 。多年平均降水量为 $1320.5 \sim 1752.5 \text{ mm}$,降水量年内分配不均,主要集中在 6~8 月,每月降水量在 200 mm 以上,夏季降水量占全年总降水量的 50% 左右。

板寨河的水化学类型为 $\text{Ca} \cdot \text{Mg}-\text{HCO}_3$ 型,水体的 pH 值介于 $7.55 \sim 8.29$ 之间,主要阳离子为 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} ,主要阴离子为 HCO_3^- ,含量在 $175.0 \sim 215.8 \text{ mg/L}$ 之间。以下是板寨河 2012 年 4 月到 2014 年 4 月两个水文年的各离子的变化范围及平均浓度(表 1)。

表 1 板寨河水化学特征

Table 1 Major ions concentration and mean values (mg/L) of the Banzhai river

监测指标	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-
浓度变化范围 mg/L	0.41~1.85	1.01~2.14	48.29~60.52	14.45~16.71	175.0~215.8	1.04~3.17	13.20~21.76	0.46~6.17
平均浓度 mg/L	0.82	1.01	55.37	15.63	196.4	1.93	17.45	4.16

2 研究方法和内容

2.1 采样及植物 $\delta^{13}\text{C}$ 测试

水生植物取样工作分别在 2013 年 11 月和 2014 年 7 月进行,从板寨地下河出口到监测站的河流明流段,共设 7 个取样点(图 1),取冬季和夏季水域中的优势水生植物样品,其中沉水植物取竹叶眼子菜、黑藻;浮水植物和挺水植物各取 1 种,分别为金鱼藻和李氏禾。取 4 种植物生长均匀的 $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ 样方,采集植物的地上和地下部分,清洗干净,自然风干后带回实验室,放入 80°C 烘箱中烘至恒重,称其干质量。用于 C 同位素测定的样品则放入烘箱中在 70°C 下干燥后,粉碎,混合均匀,经无机酸淋洗去除无机碳。

同位素测定采用燃烧法,在 Finnigan MAT 公司 MAT253 型气体稳定同位素比值质谱计上进行,C 同位素以 PDB 国际标准报道,实验室的测定精度是 $\pm 0.2\%$ 。测试工作由国土资源部岩溶地质资源环境监督检测中心完成。

2.2 植物利用碳酸氢根比例的计算

碳酸酐酶(CA)能够可逆地催化 CO_2 和 HCO_3^- 之间的快速转化,进而造成碳同位素的分馏。碳酸酐酶活力强,利用 HCO_3^- 能力强, $\delta^{13}\text{C}$ 偏正^[28],因而通过植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值能够计算植物利用 HCO_3^- 作为无机碳源进行光合作用的比例。本文中水生植物光合作用利用 HCO_3^- 占无机碳源比例,利用专利(ZL201010247881.9)计算^[24]。

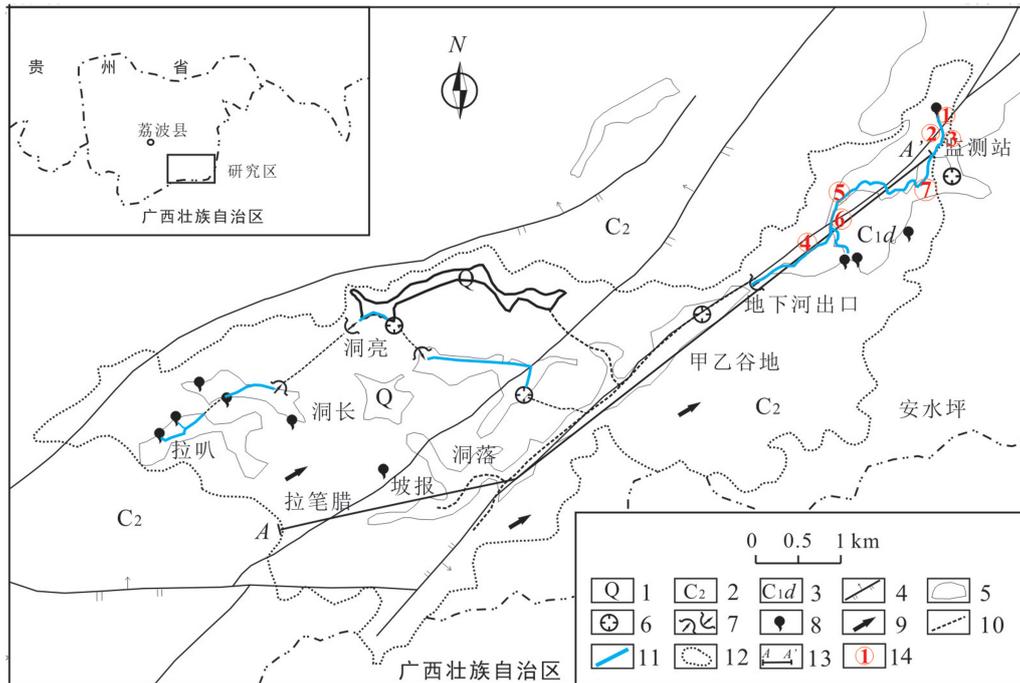


图 1 研究区水文地质图及采样点位置(根据康志强等^[27]修改)

Fig. 1 Map showing hydrogeology of the study area and the locations of aquatic vegetation sampling sites(modified from Kang et al.)

1. 第四系松孔隙含水层 2. 石炭系中统岩溶含水层 3. 石炭系下统大塘阶岩溶、裂隙含水层 4. 断层 5. 岩溶洼地、谷地
6. 落水洞、天窗 7. 地下河入口、出口 8. 泉 9. 地下水径流方向 10. 地下管道 11. 地表明流 12. 流域边界 13. 水文地质剖面线 14. 采样点位置及编号

$$\delta T = \delta A - fB \cdot \delta A + fB \cdot \delta B \quad (1)$$

由公式(1)导出:

$$fB = (\delta T - \delta A) / (\delta B - \delta A) \quad (2)$$

式中: δT 为被考察水生植物叶片的 $\delta^{13}\text{C}$ 值, δA 为基本上不利用 HCO_3^- 作无机碳源、碳酸酐酶活力极低的植物叶片的 $\delta^{13}\text{C}$ 值,在模型中,取不利用 HCO_3^- 的悬铃木叶片为一端元,其 $\delta^{13}\text{C}$ 为 -31.56% ; δB 取极少利用二氧化碳作碳源而以 HCO_3^- 为主要无机碳源的小球藻的 $\delta^{13}\text{C}$ 值,为 -22.74% ; fB 则为植物利用的 HCO_3^- 占无机碳源比例。

3 结 果

3.1 水生植物生物量的季节变化特征及固碳量

通过近一年的野外调查,板寨流域水生植物主要有竹叶眼子菜、芦苇、香蒲、石香蒲、黑藻、金鱼藻、李氏禾、小眼子菜和普生轮藻等 43 种优势种。流域内湿地植物共 73 科 121 属 139 种,其中湿生植物 56 科 97 属 105 种、挺水植物 9 科 16 属 21 种、漂浮植物 1 科 1 属 1 种、浮水植物 2 科 2 属 5 种、沉水植物 5 科 5 属 7 种,分别占总数的 75.54%、15.11%、0.72%、3.60%、5.03%。

板寨水域水生植物夏季生物量均略小于冬季(图 2),其中竹叶眼子菜和黑藻的冬、夏季生物量都较大,冬季分别为 175.42 g/m^2 , 119.61 g/m^2 ,夏季分别为 132.73 g/m^2 , 91.71 g/m^2 ,冬季和夏季生物量分别相差 42.69 g/m^2 , 27.90 g/m^2 ,金鱼藻和李氏禾生物量较小,金鱼藻冬季和夏季生物量分别为 19.83 g/m^2 , 17.00 g/m^2 ,差异较小,李氏禾冬季生物量为 33.06 g/m^2 。

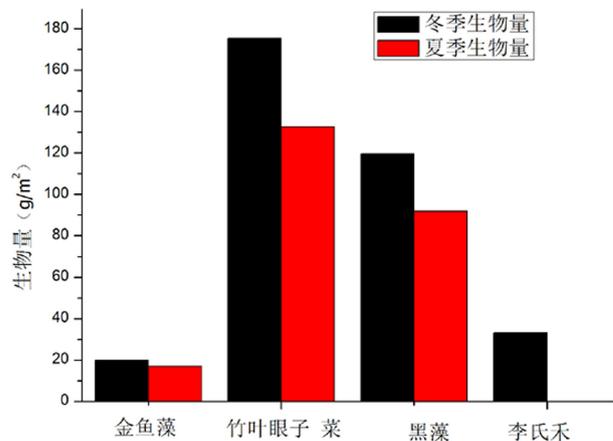


图 2 板寨水域冬季及夏季水生植物生物量特征

Fig. 2 Biomass of the Banzhai river in summer and winter

鉴于板寨水域冬夏季生物量差异较小,取其平均值,并按水生植物平均含碳量 49.7% 分别计算各水生植物的固碳量(见表 2),其中竹叶眼子菜和黑藻的固碳量最大,显著高于其他几种水生植物,分别为 76.58 g/m²,52.51 g/m²。李氏禾与金鱼藻的固碳量差异较小,分别为 9.15 g/m²、16.43 g/m²。

3.2 水域水生植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 特征

板寨水域典型水生植物 $\delta^{13}\text{C}$ 测试结果见表 3。水域内水生植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值在 -35.45‰~-24.62‰ 之间,其中竹叶眼子菜的最大,平均为 -26.71‰,黑藻的 $\delta^{13}\text{C}$ 值最小,平均为 -32.56‰,按生活型来分,板寨河中挺水植物的最大(-27.89‰),其次为沉水植物(-29.96‰),浮水植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值最低(-30.32‰),值得注意的是,同一水生植物群落落在不

表 2 板寨典型水生植物的平均生物量及其固碳量

Table 2 Biomass and carbon sequestration of typical aquatic vegetations in the Baizhai area

生活型	样品种名	科名	平均生物量 g/m ²	固碳量 g/m ²
浮水植物	金鱼藻	金鱼藻科	18.42	9.15
沉水植物	竹叶眼子菜	眼子菜科	154.08	76.58
	黑藻	水鳖科	105.66	52.51
挺水植物	李氏禾	禾本科	33.06	16.43

同采样点的 $\delta^{13}\text{C}$ 值也有一定的差异,如在不同采样点采集的金鱼藻的 $\delta^{13}\text{C}$ 值变化范围在 -33.59‰~-27.05‰,相差 6.54‰,黑藻的 $\delta^{13}\text{C}$ 值变化范围在 -35.45‰~-28.10‰,相差 7.35‰。

表 3 各采样点水生植物及其碳同位素特征

Table 3 $\delta^{13}\text{C}$ values of aquatic vegetations at sampling sites

生活型	样品种名	科名	样号	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ 变幅(‰)	平均值(‰)			
浮水植物	金鱼藻	金鱼藻科	样 1	-27.05	-33.59~-27.05	-30.32			
			样 7	-33.59					
沉水植物	竹叶眼子菜	眼子菜科	样 1	-26.76	-28.52~-24.62	-29.96			
			样 2	-24.62					
			样 3	-28.52					
			样 7	-26.93					
			黑藻	水鳖科			样 3	-35.45	-35.45~-28.10
							样 4	-35.04	
							样 5	-31.41	
	挺水植物	李氏禾	禾本科	样 6	-28.10				
				样 7	-32.80				
	挺水植物	李氏禾	禾本科	样 7	-27.89	-27.89	-27.89		

3.3 水生植物利用碳酸氢根离子的比例及光合作用固定 HCO_3^- 碳量

部分水生植物能直接利用水体 HCO_3^- 进行光合作用^[17,29]。水生植物利用 HCO_3^- 的能力与碳酸酐酶的活力有关,碳酸酐酶活力与 $\delta^{13}\text{C}$ 值呈显著正相关,高碳酸酐酶活力的植物利用碳酸氢根离子的能力强,喀斯特地区的土壤中的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{HCO}_3^-}$ 在 -1.5‰~+1.5‰ 之间。平均为 -0.5‰,而大气中的 CO_2 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值平均为 -7.8‰,因此,当利于 HCO_3^- 份额多时, $\delta^{13}\text{C}$ 则偏正,反之则偏负。由这一原理,根据上述的二端元模型^[24]可计算水生植物利用 HCO_3^- 的

比例。其中 δB 取 -22.74‰ 为端元,为了避免出现 $f\text{B}$ 小于 0‰ 的情况出现,结合研究区水生植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值的特征,基本上不利用 HCO_3^- 作无机碳源的 δA 取在采样点 3 采集的黑藻的 $\delta^{13}\text{C}$ 值 -35.45‰,由此 $f\text{B}$ 的计算公式修正为:

$$f\text{B} = (\delta\text{T} + 35.45) / (-22.74 + 35.45)$$

将计算得出的 $f\text{B}$ 乘以水生植物的固碳量,求得水生植物通过光合作用固定的 HCO_3^- 的量,计算结果见表 4。

由计算结果可知,竹叶眼子菜利用 HCO_3^- 作为光合作用碳源的比例最大,为 68.78%,光合作用固

表 4 水生植物的 f_B 值及光合作用固定的 HCO_3^- Table 4 The f_B values and carbon(HCO_3^-) sequestration of several aquatic vegetations

水生植物群落	平均固碳量	$f_B(\%)$	光合作用固定 HCO_3^- 碳量($\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{a}^*$)
金鱼藻	9.15	40.36	3.69
竹叶眼子菜	76.58	68.78	52.67
黑藻	52.51	22.74	11.94
李氏禾	16.43	59.48	9.77

* 相当于水域的 $\text{tC}/(\text{a} \cdot \text{km}^2)$

定的 HCO_3^- 的碳量也最大, 为 $56.67 \text{ tC}/(\text{a} \cdot \text{km}^2)$, 黑藻利用 HCO_3^- 的比例最小, 为 22.74% , 因而即便板寨河水域中黑藻的分布范围广, 生物量大, 光合作用所固定的 HCO_3^- 碳量却不多, 仅为 $11.94 \text{ tC}/(\text{a} \cdot \text{km}^2)$ 。四种水生植物吸收利用 HCO_3^- 占无机碳源的比例平均为 47.84% , 由光合作用固定的 HCO_3^- 的平均值 $19.52 \text{ tC}/(\text{a} \cdot \text{km}^2)$ 。

4 讨论

4.1 水生植物生物量季节变化影响因素分析

在光照强, 温度高的夏季, 水生植物的生物量并没有显著的增大, 反而略小于冬季(图 2), 这与前人对水生藻类季节变化的研究结论不同^[30-31]。众多的研究表明光照^[32-33]、温度^[34-35]、氮磷营养盐^[36-37]、酸碱度以及流速等在内的环境因子都会对水生植物的生长产生不同程度的影响, 这些影响因子随季节的动态变化也会引起藻类生物量的相应变化。夏季为板寨河的洪水期, 河流水位普遍上涨, 超过平水期水位, 水域内沉水植物距水面距离增大, 获得的光照强度减小, 大部分浮水植物被淹没水中, 挺水植物的下部也被大面积淹没, 一方面, 因水体对太阳辐射具有吸收、散射、反射等作用, 使得到达水面以下的光照减少; 另一方面, CO_2 在水中的扩散仅是空气中的 10^{-4} , CO_2 从空气向水中的迁移运输是光合作用的主要限速因素^[38], 因此光照减少, CO_2 的供应不足, 这都影响到水生植物的光合速率, 从而影响到水生植物的生物量。另外, 从夏季和冬季的河水透明度来说, 夏季由于暴雨集中, 水体流量和流速变大, 对水体搅动加大, 使得浊度增大, 透明度降低, 这影响到达水中的光照, 限制了水生植物的光合作用。值得注意的

是, 水域内村民放养大量鸭子, 放养期主要是 4 月中旬到 9 月, 在这较长的放养期间, 鸭子大量吞食流域内的水生植物, 这可能是导致夏季生物量较小的主要原因之一。受此因素的影响, 对水生植物固碳量的估算可能会略小于实际值, 此后的研究工作还需要对鸭子的采食量进行估算, 以使估算值更加接近于实际值。

4.2 水生植物 $\delta^{13}\text{C}$ 差异性分析

水域内水生植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值在 -35.45% ~ -24.62% 之间, 和 keely^[39] 等研究的水生植物一般在 -11% ~ -50% 这一范围内吻合。其中挺水植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值大于浮水植物, 大于沉水植物, 与草海^[5]、会仙^[40]、长江中游^[41] 等地沉水植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值大于挺水植物, 大于浮水植物略有差异, 且板寨河水生植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值普遍偏小。不同采样点采集的金鱼藻与黑藻的 $\delta^{13}\text{C}$ 值变化幅度较大, 分别为 -33.59% ~ -27.05% , 相差 6.54% ; -35.45% ~ -28.10% , 相差 7.35% 。已有研究证实稳定同位素虽然主要是由于遗传控制的, 但是环境效应的存在可引起 3% ~ 5% 的差异^[42], 影响植物稳定同位素分馏的环境因子包括光照条件^[43]、温度^[44]、溶解无机碳^[45]、盐度^[46]、营养状况^[47]、水分条件^[48]、光合途径^[49] 等。结合研究区的实际情况分析, 引起这样大的同位素分馏的原因有以下几个, 其一, 可能是与光合作用中碳同位素分馏有关, 相对于 $^{13}\text{CO}_2$ 来说, 水生植物会优先利用 $^{12}\text{CO}_2$ ^[50], 导致固碳反应中植物体内富集轻同位素, 但是在采集样品的采样点 1 和采样点 6 位于河流流速相对较快的地段, 较强的脱气作用使水中溶解的 CO_2 浓度降低, 植物细胞因 CO_2 供应不足, 来不及分馏重同位素, 从而使 $\delta^{13}\text{C}$ 值增大。更重要的是, 低浓度的 CO_2 会迫使水生植物更多地利用 HCO_3^- 来进行光合作用, 业已证明 HCO_3^- 比 CO_2 更加富集重同位素^[51]。其二, 吴沿友^[24] 认为植物叶片 ^{13}C 值具有较大的变异性, 与碳酸酐酶活力有很大关系, 因植物是交替利用 HCO_3^- 和 CO_2 的, 当植物遇到气孔关闭时, 碳酸酐酶的表达升高, 利用 HCO_3^- 的能力增强, 则水生植物具有相对较高的碳同位素组成。当内外环境改善后, 植物叶片张开, 又回到主要利用 CO_2 的状态, 碳酸酐酶的活力是一个即时指标, 变异也很大。另外, 大气 $\delta^{13}\text{C}$ 组成大致保持在 -7.8% 左右且变化不大, 而沉水植物所处的环境的 $\delta^{13}\text{C}$ 组成变化极大, 这也会造成处于河流的不同位置的黑藻等 $\delta^{13}\text{C}$ 差异

较大。例如,林清等观察到沉水植物龙须眼子菜的 $\delta^{13}\text{C}$ 为 $-22.07\text{‰}\sim-10.92\text{‰}$ ^[52]。其三,环境调控在光合类型之间的相互转化过程中起着决定性的作用。淹水、高温、低浓度的 CO_2 等条件等均可以诱导 C_3 植物中 C_4 代谢途径的增强^[53],不同光合途径(C_3 、 C_4 和CAM)因光合羧化酶(RuBP羧化酶和PEP羧化酶)和羧化的时空上的差异对 ^{13}C 有不同的识别和排斥,导致了不同光合途径的植物具有显著不同的 $\delta^{13}\text{C}$ 值^[49]。陆生植物中, C_3 植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值由 $-35\text{‰}\sim-20\text{‰}$ (平均为 -26‰), C_4 植物由 $-15\text{‰}\sim-7\text{‰}$ (平均为 -12‰)^[54],因此在环境诱导水生植物从 C_3 途径向 C_4 途径转变的过程中,稳定碳同位素发生分馏, $\delta^{13}\text{C}$ 值逐渐增大。

4.3 水生植物对岩溶碳汇的贡献

由计算得出板寨河水生植物固定的 HCO_3^- 的碳量为 $19.52\text{tC}/(\text{a}\cdot\text{km}^2)$,因前述水域内存在动物吞食水生植物的情况,实际固定的 HCO_3^- 的碳量可能会略大于估算值,水生植物利用 HCO_3^- 作为光合作用碳源的比例平均为 47.84% ,这一数据与会仙湿地^[40]计算的平均值 46.59% 高度一致。可见水生植物通过光合作用将碳酸盐岩风化形成的 HCO_3^- 转化为有机碳并且固定在植物体内,形成稳定的碳汇量不容小觑,然而传统的碳循环中常因忽略有机部分对碳汇的贡献,低估了地质碳汇潜力,如果将这一巨大的有机碳汇考虑到岩溶碳汇量中重新计算,那么其数量将大大增加。

5 结 论

(1)河水透明度、光照等影响到板寨水域水生植物生物量,而动物吞食可能是引起板寨水域水生植物生物量夏季反而略小于冬季的主要因素,受此影响,水域水生植物固定下的碳量可能会略大于估算值。

(2)板寨河内水生植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值变化在 $-35.45\text{‰}\sim-24.62\text{‰}$ 之间,挺水植物的最大,为 -27.89‰ ,其次为沉水植物,为 -29.96‰ ,浮水植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值最低,为 -30.32‰ 。遗传和环境因素共同决定了水生植物的稳定碳同位素组成特征,但是所处环境的差异诱导植物在光合作用中对不同碳源的利用,产生同位素分馏,使同一种植物表现出一定的同位素差异。

(3)板寨河水域水生植物利用 HCO_3^- 作为光合

作用碳源的比例平均为 47.84% ,即板寨地下河出口至下游无机碳年通量的损失量中,约 47.84% HCO_3^- 是被水生植物固定下来。其固定 HCO_3^- 平均强度为 $19.52\text{tC}/(\text{a}\cdot\text{km}^2)$,说明水生植物光合作用与岩溶作用相结合表现出巨大的碳汇效应。

参考文献

- [1] Tans D P. NOAA/ESRL (www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/) and Dr. Ralph Keeling[OL]. Scripps Institution of Oceanography (scrippsco2.ucsd.edu/), 2011.
- [2] 袁道先. 地质作用与碳循环研究的回顾和展望[J]. 科学通报, 2011, 56(26):2157.
- [3] Berner R A, Lasaga A C, Garrels R M. The carbonate-silicate geochemical cycle and its effect on atmospheric carbon dioxide over the past 100 million years[J]. American Journal of Science, 1983, 283(7): 641-683.
- [4] 胡清菁,王培,华磊,等. Cd^{2+} 胁迫下小球藻(*Chlorella vulgaris*)对岩溶水 HCO_3^- 、 Ca^{2+} 利用研究-以桂林寨底地下河为例[J]. 中国岩溶, 2014, 33(2): 123-128.
- [5] 张强. 岩溶地质碳汇的稳定性-以贵州草海地质碳汇为例[J]. 地球学报, 2012, 33(6): 947-952.
- [6] Zhang Cheng, Wang Jinliang, Pu Junbing, et al. Bicarbonate daily variations in a karst river: the carbon sink effect of sub-aquatic vegetation photosynthesis[J]. Acta Geologica Sinica (English Edition), 2012, 86(4): 973-979.
- [7] 章程. 岩溶作用时间尺度与碳汇稳定性[J]. 中国岩溶, 2011, 30(4): 368-371.
- [8] De Montety V, Martin J B, Cohen M J, et al. Influence of diel biogeochemical cycles on carbonate equilibrium in a karst river[J]. Chemical Geology, 2011, 283(1-2): 31-43.
- [9] 王培,曹建华,李亮,等. 不同来源小球藻对岩溶水 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 利用的初步研究[J]. 水生生物学报, 2013, 34(4): 626-631.
- [10] 刘再华, Dreybrodt W, 王海静. 一种由全球水循环产生的可能重要的 CO_2 汇[J]. 科学通报, 2007, 52(20): 2418-2422.
- [11] Kahara S N, Vermaat J E. The effect of alkalinity on photosynthesis-light curves and inorganic carbon extraction capacity of fresh-water macrophytes[J]. Aquatic Botany, 2003, 75: 217-227.
- [12] Invers O, Zimmerman R C, Alberte R S, et al. Inorganic carbon sources for seagrass photosynthesis: An experimental evaluation of bicarbonate use in species inhabiting temperate waters[J]. Experimental Marine Biology and Ecology, 2001, 265: 203-217.
- [13] Maier-Reimer E. The biological pump in the greenhouse[J]. Global Planet Change, 1993, 8: 13-15.
- [14] 陈波,杨睿,刘再华,等. 水生光合生物对茂兰拉桥泉及其下游水化学和 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 昼夜变化的影响[J]. 地球化学, 2014, 43

- (4): 375—385.
- [15] 刘彦, 张金流, 何媛媛, 等. 单生卵囊藻对 DIC 的利用及其对 CaCO_3 沉积影响的研究[J]. 地球化学, 2010, 39(2): 191—196.
- [16] Madsen T V. Growth and photosynthetic acclimation by *Ranunculus aquatilis* L. in response to inorganic carbon availability[J]. New Phytology, 1983, 125(4): 707—715.
- [17] 高丽楠. 水生植物光合作用影响因子研究进展[J]. 成都大学学报(自然科学版), 2013, 32(1): 1—8.
- [18] Prins H B A, Elzenga J T M. Bicarbonate utilization: function and mechanism[J]. Aquatic Botany, 1989, 34(1—3): 59—83.
- [19] Graham D et al. Annals of the New York Academy of Sciences [J]. 1984, 429: 222.
- [20] 张陶, 蒲俊兵, 袁道先, 等. 亚热带典型岩溶区地表溪流水文地球化学昼夜变化及其影响因素研究[J]. 环境科学, 2014, 35(8): 102—109.
- [21] 章程, 汪进良, 谢运球, 等. 桂林会仙岩溶湿地水化学昼夜动态变化及其影响因素[J]. 地质论评, 2013, 59(6): 1235—1241.
- [22] 吕保樱, 刘再华, 廖长君, 等. 水生植物对岩溶水化学日变化的影响—以桂林岩溶水文地质试验场为例[J]. 中国岩溶, 2006, 25(4): 335—340.
- [23] 李强, 靳振江, 孙海龙. 现代藻类碳酸盐沉积试验及其同位素不平衡现象[J]. 中国岩溶, 2005, 24(4): 261—264.
- [24] 吴沿友, 邢德科, 刘莹. 植物利用碳酸氢根离子的特征分析[J]. 地球与环境, 2011, 39(2): 273—277.
- [25] 周政贤. 茂兰喀斯特森林科学考察集[M]. 贵阳: 贵州人民出版社, 1987.
- [26] 张志卫, 闫志为, 曾成, 等. 茂兰自然保护区板寨地下河系统的水文地质特征[J]. 地下水, 2009, 31(2): 11—13, 32.
- [27] 康志强, 袁道先, 常勇, 等. 岩溶碳汇的主控因子—水循环[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2011, 41(3): 1542—1547.
- [28] 吴沿友. 植物碳酸酐酶对稳定碳同位素分馏作用的影响[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2008, 27(2): 175—179.
- [29] 苏睿丽, 李伟. 沉水植物光合作用的特点与研究进展[J]. 植物学通报, 2005, 22(增刊): 128—138.
- [30] 任秋芳, 阿依巧丽, 朱智, 等. 三峡水域季节及养分对铜绿微囊藻生长的影响—模拟乌江回水区水环境的研究[J]. 重庆师范大学学报(自然科学版), 2010, 27(1): 42—46.
- [31] 石瑛. 娘子关泉域大型藻类植物区系组成和分布特点的研究[D]. 山西大学, 2004, 24—33.
- [32] 沈英嘉, 陈德辉. 不同光照周期对铜绿微囊藻和绿色微囊藻生长的影响[J]. 湖泊科学, 2004, 16(3): 285—288.
- [33] Bowes G, Salvucci M E. Plasticity in the photosynthetic carbon metabolism of submersed aquatic macrophytes[J]. Aquatic Botany, 1989, 349(1—3): 233—266.
- [34] 李强. 环境因子对沉水植物生长发育的影响机制[D]. 南京师范大学, 2007.
- [35] Bulthuis D A. Effects of temperature on the photosynthesis—irradiance curve of the Australian seagrass, *Heterozostera tasmanica*[J]. Marine Biology Letters, 1983, 4(1): 47—57.
- [36] 谢贻发. 沉水植物与富营养湖泊水体、沉积物营养盐的相互作用研究[D]. 广东: 暨南大学博士学位论文, 2008.
- [37] 罗固源, 康康, 朱亮. 水体中 TN /TP 与藻类产生周期及产生量的关系[J]. 重庆大学学报(自然科学版), 2007, 30(1): 142—146.
- [38] Raven J A. Exogenous inorganic carbon sources in plant photosynthesis[J]. Biological Reviews, 1970, 45(2): 167—220.
- [39] Keely J E, Sandquist D R. Carbon: freshwater plants[J]. Plant Cell Environment, 1992, 15: 1021—1035.
- [40] 章程, 谢运球, 宁良丹, 等. 桂林会仙岩溶湿地典型水生植物 $\delta^{13}\text{C}$ 特征与固碳量估算[J]. 中国岩溶, 2013, 32(3): 247—252.
- [41] 黄亮, 吴莹, 张经, 等. 长江中游若干湖泊水生植物体内 C、N、P 及 $\delta^{13}\text{C}$ 分布[J]. 地球学报, 2003, 24(6): 515—518.
- [42] O'leary M H, Carbon isotopes in photosynthesis[J]. Bioscience, 1988, 38(5): 328—336.
- [43] 冯虎元, 安黎哲, 王勋陵. 环境条件对植物稳定同位素组成的影响[J]. 植物学通报, 2000, 17(4): 312—318.
- [44] 王国安, 韩家懋. C_3 植物碳同位素在旱季和雨季中的变化[J]. 海洋地质与第四纪地质, 2001, 21(4): 43—47.
- [45] O'leary M H, Carbon isotope fractionation in plants [J]. Phytochemistry, 1981, 20(4): 553—567.
- [46] 韦莉莉, 严重玲, 叶彬彬, 等. C_3 植物稳定碳同位素组成与盐分的关系[J]. 生态学报, 2008, 28(3): 1270—1278.
- [47] Körner C H, Farquhar G D, Wong S C, Carbon isotope discrimination by plants follows latitudinal and altitudinal trends [J]. Oecologia, 1991, 88: 30—40.
- [48] 殷树鹏, 张成君, 郭方琴, 等. 植物碳同位素组成的环境影响因素及在水分利用效率中的应用[J]. 同位素, 2008, 21(1): 46—53.
- [49] 陈世苹, 白永飞, 韩兴国. 稳定性碳同位素技术在生态学研究中的应用[J]. 植物生态学报, 2002, 26(5): 549—560.
- [50] 尹观, 倪师军. 同位素地球化学[M]. 北京: 地质出版社, 2009, 354—357.
- [51] Mook W G, Bommerson J C, Staverman W H. Carbon isotope fraction between dissolved bicarbonate and gaseous carbon dioxide[J]. Earth and Planetary Science Letters, 1974, 22: 169—176.
- [52] 林清, 王绍令. 沉水植物稳定碳同位素组成及影响因素分析[J]. 2001, 生态学报, 21(5): 806—809.
- [53] Niu S L, Jiang G M, Li Y K. Environmental regulations of C_3 and C_4 plants[J]. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(2): 308—314.
- [54] 牛书丽, 蒋高明, 李永庚. C_3 与 C_4 植物的环境调控[J]. 生态学报, 2004, 24(2): 308—314.

Characteristics of $\delta^{13}\text{C}$ in typical aquatic plants and carbon sequestration by plant photosynthesis in the Banzhai catchment, Maolan of Guizhou Province

LI Rui^{1,3}, YU Shi^{2,3}, SUN Ping-an³, HE Shi-yi³, YUAN Ya-qiong^{1,3}, XIONG Zhi-bin⁴

(1. School of Geographical Sciences, Southwest University, Chongqing 400715, China;

2. School of Environmental Studies, China University of Geosciences, Wuhan, Hubei 430074, China;

3. Key Institute of Karst Geology, CAGS / Laboratory of Karst Dynamics, MLR & GZAR / International Research Center on Karst under the Auspices of UNESCO, Guangxi Guilin 541004, China)

Abstract: Aquatic plants play a key role in study of the carbon cycle by using inorganic carbon as a source for photosynthesis. The object of this work is to figure out the contribution of aquatic vegetations to carbon sequestration with the Banzhai catchment in Guizhou as study area. The biomass of typical aquatic plants both in summer and winter was measured. Meanwhile, the $\delta^{13}\text{C}$ of 4 kinds of aquatic plants, which grew at sampling sites, were tested. The results show that the biomass in summer is less than that in winter. Besides, the obtained values of $\delta^{13}\text{C}$ for emergent aquatic plants range from -33.59‰ to -27.05‰ , with an average of -30.32‰ , for floating plants from -35.45‰ to -24.62‰ , with an average of -29.96‰ , respectively, and for submerged plants it was measured a value of -27.89‰ . The mean $\delta^{13}\text{C}$ values of various plants in descending order are emergent plants, floating plants, and submerged plants. Additional to this results the double-meta model was used, by this model the percentage of HCO_3^- uptake from water by aquatic photosynthesis can be estimated. The calculated HCO_3^- carbon consumption by photosynthesis was $19.52\text{ tC}/(\text{a} \cdot \text{km}^2)$, HCO_3^- used by aquatic plants for photosynthesis accounted for almost 47.84‰ of the total used inorganic carbon in Banzhai river, and this part of HCO_3^- was converted into organic carbon and fixed in aquatic plants. The results indicate that the contribution of aquatic plants to carbon sequestration, especially to the net carbon sink estimation in karst regions cannot be neglected.

Key words: aquatic plants; carbon sequestration; $\delta^{13}\text{C}$ value; dissolved inorganic carbon; carbon sink

(编辑 张玲)