

doi: 10.7541/2013.73

不同来源小球藻对岩溶水 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 利用的初步研究

王培^{1,2} 曹建华¹ 李亮¹ 杨慧¹ 李光超^{1,2}

(1. 中国地质科学院岩溶地质研究所, 国土资源部岩溶动力学重点实验室, 桂林 541004;

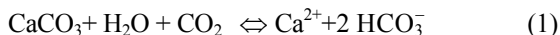
2. 广西师范大学生命科学学院, 桂林 541004)

摘要: 以外源小球藻和岩溶区筛选出的土著小球藻为研究对象, 在封闭体系中比较研究了两种不同来源小球藻对典型岩溶水中 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 的利用、藻细胞数量与其对 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 的利用率的关系和体系 pH 的变化。结果表明, 土著小球藻利用 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 的能力强于外源小球藻, 但外源小球藻对 Ca^{2+} 的利用量高于土著小球藻, 而二者对 HCO_3^- 的利用量相同, 并且外源小球藻能够以胞外 CaCO_3 形式产生沉淀, 而土著藻则不能形成沉淀。其次两体系中 pH 的变化显示, 两种小球藻光合作用都是先以水体中 CO_2 为光合作用碳源, 然后利用 HCO_3^- 。外源小球藻能将岩溶水中 29.648% 的 HCO_3^- 吸收, 而土著藻能将 40.625% 的 HCO_3^- 通过其在食物链中的初级生产地位将岩溶碳汇转化进入到生态系统, 表现为净碳汇效应。

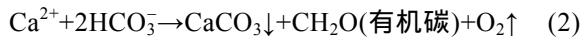
关键词: 小球藻; Ca^{2+} ; HCO_3^- ; 岩溶生态系统; 净碳汇效应

中图分类号: Q938.1+2 文献标识码: A 文章编号: 1000-3207(2013)04-0626-06

在全球碳循环研究中, 岩溶作用的碳汇(Carbon sink)效应正在受到越来越多的重视。为详细研究陆地和海洋生物群在生物地球化学循环中的作用, 自1983年以来, 国际科学联合会理事会制定了一项国际地质圈—生物圈研究计划(ICBP), 并把藻类的生物地球化学研究作为重点^[1-4]。当碳酸盐岩发生溶蚀时, 岩溶作用表现为碳汇效应, 而当碳酸盐岩发生沉积时, 岩溶作用表现为碳源效应, 即发生如下可逆反应:



由反应(1)可见, 岩溶区碳酸盐岩的溶解导致水体中含有大量的 HCO_3^- , 水体中 HCO_3^- 含量通常达到 3—5 mmol/L, 比外源水水体中的要高出几个数量级^[5]。Lerman, *et al.* ^[6] 揭示了水生植物通过碳酸酐酶的作用, 大量利用水体中的 HCO_3^- 进行光合作用, 在生成有机碳的同时, 形成碳酸钙的沉积:



因此, 结合反应(1)、(2)可以得出: 藻类光合作用过

程产生有机物和 CaCO_3 的沉积, 岩溶作用与水生藻类的光合作用相结合表现为碳的净汇效应。在生物地球化学循环中, 藻类生物是一类重要的生物类群。无论是从时间尺度还是从其生物量尺度上来说, 藻类对生物地球化学元素的循环和对地质圈作用的能力都是最大的^[7-9]。因此, 对岩溶水生生态系统中藻类碳汇效应的研究是极为重要的。

本文研究了封闭条件下不同来源小球藻光合作用对岩溶水体 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 利用, 分析加入小球藻后各体系 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 利用情况, 藻细胞数变化与 HCO_3^- 、 Ca^{2+} 利用关系以及 pH 变化。目的是为了通过估算两种不同来源小球藻通过光合作用将封闭体系中 HCO_3^- 利用转化为有机物从而进入到生态系统的量, 从而比较不同来源小球藻的岩溶净碳汇潜力。

1 材料与方法

1.1 藻种来源

小球藻(*Chlorella*)为绿藻门小球藻属普生性单

收稿日期: 2012-06-04; 修订日期: 2013-04-08

基金项目: 中国地质调查局工作项目“中国岩溶碳汇过程与效应”(水[2011]矿评 01-15-02); 国土资源部、广西壮族自治区岩溶动力学重点实验室开放课题; 主任基金(KDL2012-04)资助

作者简介: 王培(1987—), 男, 湖北孝感人; 硕士; 主要研究方向为水生藻类环境生态学。E-mail: ecogene_wp@163.com

通信作者: 曹建华(1962—), 男, 博士生导师; E-mail: jhcao@karst.edu.cn

细胞绿藻, 是一种球形单细胞淡水藻类, 直径 3—8 μm , 是地球上最早的生命之一, 出现在 20 多亿年前, 基因始终没有变化, 是一种高效的光合植物, 以光合自养生长繁殖, 分布极广, 潮湿土壤、岩石、树干上都能发现^[10,11]。

本研究所用外源小球藻(以下简称“外源藻”)来源于中南民族大学生命科学学院, 为非岩溶小球藻。土著小球藻(以下简称“土著藻”)从寨底地下河出口石块上刮取筛选获得。

1.2 等藻细胞液配置

取 4 支无菌试管 2 支分别加入 10 mL 无菌水, 另外 2 支分别加入 100 mL 无菌水备用。分别取 1 mL 外源藻和土著藻液置于两支 10 mL 的试管中, 充分混合均匀, 利用血球计数板法计数两支试管中的藻细胞。根据两支 10 mL 试管中藻细胞数量关系分别各取适量制成 100 mL 两种等细胞藻, 密度为 1.6×10^{10} 个/L。

1.3 岩溶水来源

采样点为位于广西桂林市灵川县海洋乡和潮田乡境内的中国地质科学院岩溶地质研究所海洋-寨底地下河系统实验研究基地地下河出口处, 地理坐标为 $25^{\circ}14'11.46''\text{N}$, $110^{\circ}33'24.51''\text{E}$ 。海洋-寨底地下河系统是目前最为典型的岩溶地下河系统之一。采集新鲜表层岩溶水储存于便携式小冰箱中, 带回实验室并储存于 4°C 冰箱备用, 水化学指标见表 1。

1.4 培养实验

岩溶水用孔径为 0.22 μm 微孔滤膜抽滤, 替代双蒸水配置 BG-11 培养基, 培养基成分参照中国科学院典型培养物保藏委员会淡水藻种库(FACHB)^[12], 但去除其中 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 和 Na_2CO_3 。将培养基分装于体积为 120 mL 聚乙烯瓶, 每瓶分装 100 mL 培养基液体。将 24 个聚乙烯瓶分为 A、B、C 组, 其中 A 组 8 个培养基中加入外源小球藻, B 组 8 个培养基中加入土著小球藻, C 组为不加藻的空白对照组。封闭体系组成为: 100 mL 培养液, 藻细胞, 20 mL 空气柱, 封口膜封口盖紧瓶塞, 置于恒温培养箱中光

照培养。培养条件为: 温度 30°C , 光强为 2000 lx, 全天光照培养。每隔 24h 分别从 A、B、C 三组取出一瓶进行相关数据测量, 测完后舍弃, 持续 7d。

1.5 监测指标及仪器

利用血球计数板来计数培养体系中的藻细胞数。利用 WTW350i 多功能水质参数分析仪来测量 pH、溶解氧。 Ca^{2+} 浓度和 HCO_3^- 浓度分别用德国 Merck 公司生产的硬度试剂盒和碱度试剂盒测定。游离 CO_2 含量使用标准 NaOH 溶液滴定。两组中分别取最后一瓶, 缓缓倒去全部培养液, 将乙烯瓶倒置于滤纸上, 直至瓶中全部水珠被吸干。向瓶中加入 0.5 mol/L 盐酸直至白色固着物全部溶解。利用原子吸收仪测定其 Ca^{2+} 含量, 确定 CaCO_3 沉淀的量。

2 结果与讨论

2.1 不同来源小球藻对岩溶水中 Ca^{2+} 利用比较

经过 7d 的光照培养, A 组 Ca^{2+} 浓度从 76 mg/L 下降到 42 mg/L, B 组 Ca^{2+} 浓度从 76 mg/L 降至 40 mg/L, C 组 Ca^{2+} 浓度虽有小幅波动, 但终浓度并没有变化。图 1 充分说明投入藻细胞后封闭体系 Ca^{2+} 浓度都出现减少, 但因藻细胞来源不同而出现 Ca^{2+} 浓度变化稍有差异。两组 Ca^{2+} 浓度变化趋势均为降低直至恒定, 但最终外源藻组 Ca^{2+} 浓度比土著藻组低, 而且在其终产物中有 CaCO_3 沉淀产生。与 C 组相比, A、B 加入藻细胞的两组 Ca^{2+} 浓度出现下降主要原因是藻类光合作用消耗体系中 Ca^{2+} ^[13]。外源藻 Ca^{2+} 浓度变化趋势与土著藻相异主要原因可能与外源藻终产物中产生 CaCO_3 沉淀有关。藻类生物作用有利于 CaCO_3 的析出和沉淀^[14,15], 光合作用促进了对 CaCO_3 的沉淀, 而呼吸作用则相反^[16—18]。外源藻生长繁殖利用岩溶水中无机碳的过程中有一部分无机碳以胞外 CaCO_3 形式被固定, 在本研究中外源藻通过 CaCO_3 沉淀形式固定的 Ca^{2+} 量为 0.028 mmol。McConnaughey^[19]证明, 藻类在光合作用利用 HCO_3^- 的过程中, 在藻细胞的表面会产生 CaCO_3 晶体。而对于土著小球藻组则在其终产物中, 并没有检测

表 1 寨底地下河出口处水化学特征
Tab. 1 The chemical compositions of underground water in Zhaidi

地点 Site	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	(mg/L)							
				K^+	Ca^{2+}	Na^+	Mg^{2+}	HCO_3^-	NO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}
寨底 Zhaidi	7.73	14.80	339	0.47	76.54	0.76	3.24	205.76	0	3.14	10.09

到 CaCO_3 生成。这说明与外源小球藻相比土著藻能将更多岩溶作用产生的无机碳转化为有机物,从而将岩溶碳汇转入生态系统。

Ca^{2+} 是控制生命体生长和死亡的重要信号因子。在细胞分化过程中,通过 Ca^{2+} 信号蛋白调控细胞分化,从而在细胞尺度来控制生命体生长和死亡^[20]。 Ca^{2+} 信号在参与这一方面已有研究,并且充分证据显示,蓝藻能通过放出胞内和吸收胞外 Ca^{2+} 的转运方式来感应和区别不同环境刺激^[21]。在图 1 中土著藻和外源藻对岩溶水反应明显不同,土著藻相对于外源藻反应更快,更能适应高 Ca^{2+} 浓度环境,而外源藻略慢。主要原因可能是土著藻长期生活在岩溶水环境中已适应高 Ca^{2+} 浓度,而外源藻则可能需要一段时间产生某些机制调节细胞内 Ca^{2+} 浓度,以使藻细胞能更好适应外部高 Ca^{2+} 环境。图 2、图 3 为随实验进行两体系中藻细胞数与 Ca^{2+} 浓度的对应关系。加入土著藻组 Ca^{2+} 浓度先降低后升高主要原因是由于封闭体系对藻类数量有一个环境容纳量,导

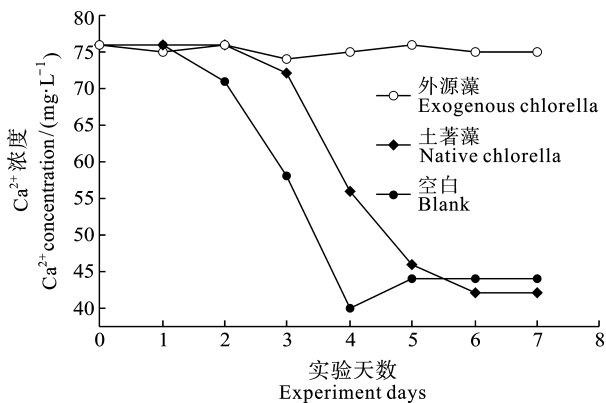


图 1 在相同培养条件下岩溶水中 Ca^{2+} 浓度变化曲线

Fig. 1 The alteration curve of Ca^{2+} concentration in the same culture condition

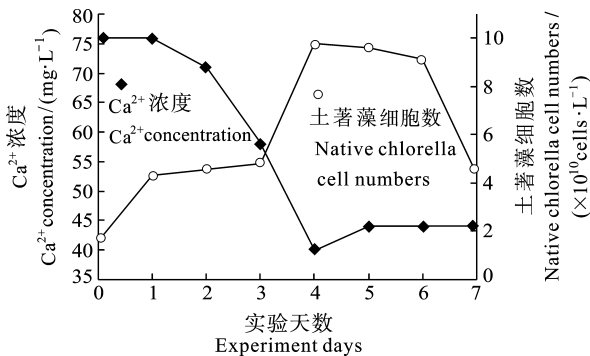


图 2 土著藻细胞数与 Ca^{2+} 浓度关系曲线

Fig. 2 The relation curves between native chlorella cell numbers and Ca^{2+} concentration

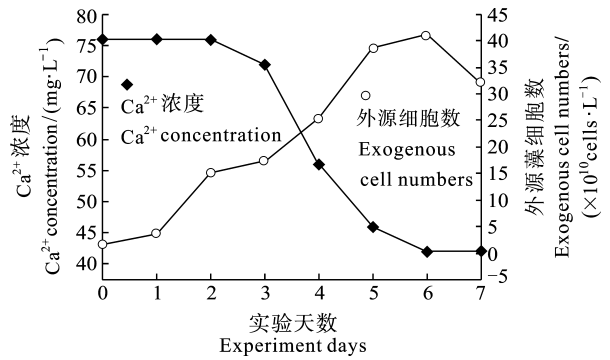


图 3 外源藻细胞数与 Ca^{2+} 浓度关系曲线

Fig. 3 The relation curves between exogenous chlorella cell numbers and Ca^{2+} concentration

致种群密度在此环境中呈现“S”型曲线增长^[22]。当藻细胞数量超过环境容纳量时,一部分藻细胞凋亡胞液中 Ca^{2+} 流出补给到水体中导致 Ca^{2+} 浓度出现升高,而外源藻组的 CaCO_3 沉淀机制对封闭体系中 Ca^{2+} 浓度起调节作用从而调控藻细胞生长^[23]。当体系 Ca^{2+} 浓度恒定后,藻细胞数呈下降趋势原因可能与体系其他养料耗尽有关,具体原因有待深入研究。

2.2 不同来源小球藻对岩溶水中 HCO_3^- 的利用比较

如图 4 加入两种小球藻后,水体中游离 CO_2 从 0.405 mg 不断减少直至耗尽,不同的是土著藻从第 2 天开始游离 CO_2 为 0,而外源藻则出现在第 3 天。Raven^[24] 实验证明许多海洋微藻在 CO_2 利用受到限制时,会诱导产生大量碳酸酐酶(Carbonic anhydrase, CA)以海水中 HCO_3^- 为碳源。图 5 表明两种小球藻均能以岩溶水中 HCO_3^- 为碳源进行光合作用,并且二者对 HCO_3^- 利用总量相同。加入土著藻的组,从第 2 天开始 HCO_3^- 浓度开始急剧减少,而加入外源小球藻的组 HCO_3^- 浓度从第 3 天才开始降低后至恒定,最终两体系 HCO_3^- 浓度均从 3.2 mmol/L 减少到 1.9 mmol/L。

pH 漂移技术是目前研究无机碳利用机制和能力较为普遍的一种方法^[25,26]。其原理是利用密闭培养系统在一定条件下对藻类进行持续光照,随着藻类光合作用对无机碳的利用,水中无机碳不断减少,导致 pH 不断升高。当无机碳减少到一定程度的时候, pH 则达到一个最大的稳定值(pH 补偿点)。因为 pH 为 9 左右的时候,游离 CO_2 浓度接近于零,只利用 CO_2 的藻类无法对无机碳继续利用来进一步提升 pH,所以只利用 CO_2 的藻类 pH 补偿点在 9 左右。漂移实验的最终 pH 常用来比较不同沉水植物对 HCO_3^- 利用率,值越大表明对 HCO_3^- 的利用效率越

高^[27]。由图 4、图 5 可知, 土著小球藻组在第 2 天 pH 接近 9, 体系中游离 CO_2 浓度接近于零, 因此从第 2 天开始利用体系中 HCO_3^- , 而外源小球藻在实验进行到第 3 天时, 体系中 pH 才接近 9 此时才开始利用体系中 HCO_3^- 。加入不同来源藻的两体系 HCO_3^- 随藻细胞数的增加而减少。图 6、图 7、图 8 中可知当 HCO_3^-

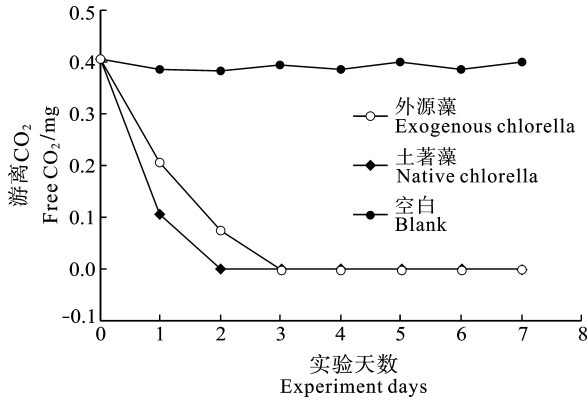


图 4 封闭体系中游离 CO_2 变化曲线

Fig. 4 The change curve of free CO_2 in the closed system

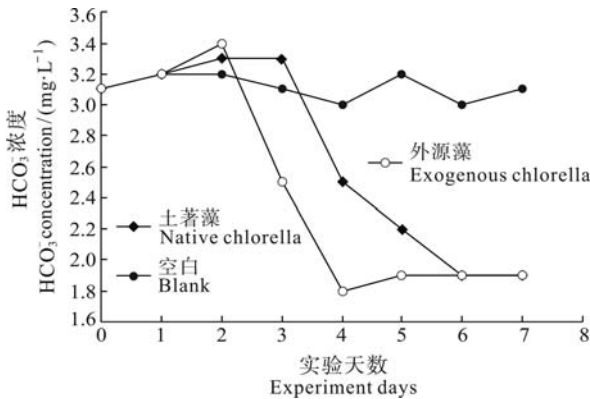


图 5 相同培养条件下岩溶水中 HCO_3^- 变化曲线

Fig. 5 The alteration curve of HCO_3^- concentration in the same culture condition

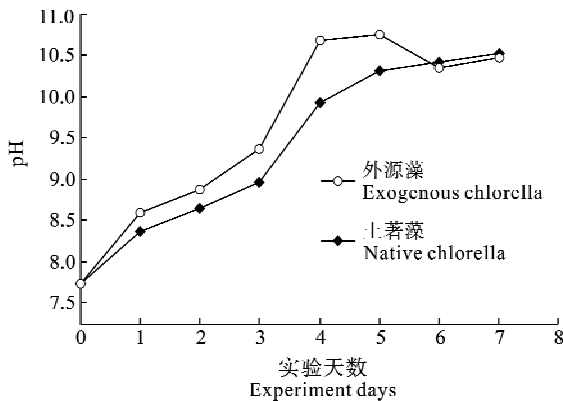


图 6 相同培养条件下岩溶水中 pH 变化曲线

Fig. 6 The alteration curve of pH concentration in the same culture condition

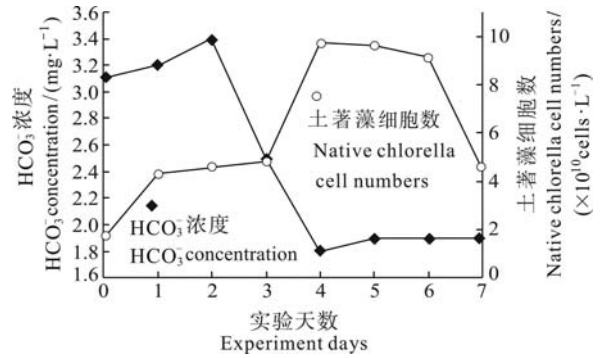


图 7 加入土著藻的体系 HCO_3^- 浓度与藻细胞数的变化关系曲线
Fig. 7 The relation between HCO_3^- concentration and chlorella cell numbers with the present of native chlorellas

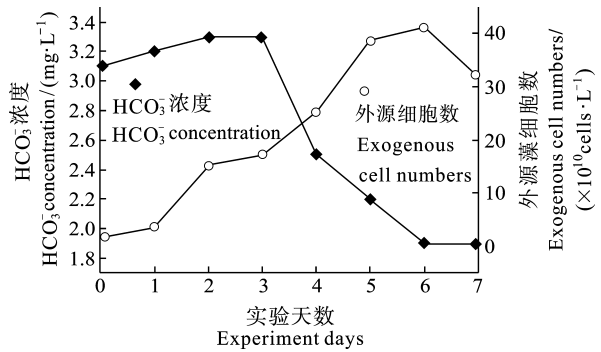


图 8 加入外源藻的体系 HCO_3^- 浓度与藻细胞的变化关系曲线
Fig. 8 The relation between HCO_3^- concentration and chlorella cell numbers with the present of exogenous chlorellas

减少到恒定值时, 体系中的藻细胞出现剧减。原因是在有限的封闭体系中藻细胞为争夺有限的光合作用碳源 HCO_3^- 而导致藻细胞数量的剧减。

2.3 不同来源小球藻对地质碳汇的转化量

岩溶水体中 Ca^{2+} 总量为 0.152 mmol, HCO_3^- 总量为 0.256 mmol。投入土著藻的体系中, Ca^{2+} 减少量为 0.064 mmol, HCO_3^- 减少量为 0.104 mmol, 在其体系中并没有 CaCO_3 沉淀形成, 因此, 其体系中有 40.625% 的 HCO_3^- 被土著藻转化为有机物从而进入到生态系统。而投入外源藻的体系中 Ca^{2+} 减少量为 0.068 mmol, HCO_3^- 减少量为 0.104 mmol, 并且原子吸收仪定量检测到有 0.028 mmol 的 CaCO_3 沉淀形成。假设减少的 Ca^{2+} 全部形成 CaCO_3 沉淀, 并消耗等量 HCO_3^- , 那么被藻类利用的 HCO_3^- 量为 0.076 mmol, 占总量的 29.648%。与非岩溶区藻类相比, 岩溶水生生态系统中水生藻类的碳汇能力更大。

在不同来源小球藻对封闭体系岩溶水体中 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 利用过程中可以明显看出, 在有限的封闭体系中, 在生物生长的生态因子光照、温度、水

等都适宜的情况下,藻类的生长受制于环境因子,即环境中 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 、游离 CO_2 的量。在岩溶水生生态系统中,限制藻类生长的主要因素是生态因子光照、温度等。严国安和刘永定^[28]详细总结了包括海洋、湖泊、水库和溪流等水生生态系统的碳循环过程及其对大气 CO_2 的汇作用,并对水体生态系统碳循环和大气 CO_2 汇的因素进行了讨论。据 Downing, *et al.*^[29]研究表明,在湖泊中,碳酸钙的沉积具有很大的作用。在全世界范围内,碳酸盐湖泊面积约 $1.6 \times 10^6 \text{ km}^2$,其对溶解无机碳的平均滞留率只有 $5 \text{ g}/(\text{Cm}^2 \cdot \text{a})$ 左右,则全世界湖泊对溶解无机碳的总汇估计可达到 $0.026 \text{ Gt}/\text{Ca}$,其中至少 70%来源于大气 CO_2 ,约为 $0.0182 \text{ Gt}/\text{Ca}$ 。因此,湖泊总碳汇约为 $0.077 \text{ Gt}/\text{Ca}$,其中对大气 CO_2 汇达到 $0.0532 \text{ CO}_2 \text{ Gt}/\text{Ca}$ 。因此,在岩溶水生生态系统中,藻类光合作用对岩溶碳汇效应的贡献是巨大的。

以上结果显示,在岩溶水生生态系统中处于食物链最底层的生产者—水生藻类的岩溶碳汇效应不容忽视。

3 结论

(1)土著小球藻和外源小球藻均能通过光合作用利用岩溶水中 Ca^{2+} 、 HCO_3^- ,二者对岩溶水中 HCO_3^- 的利用总量相同,但外源小球藻与土著小球藻相比能利用更多 Ca^{2+} ,并且外源小球藻能形成胞外 CaCO_3 沉淀,而与土著藻组相比外源藻组中 CaCO_3 沉淀机制对封闭体系中藻细胞的生长起到了很好的调控作用。而土著藻小球藻则不能。

(2)两种小球藻对封闭体系中无机碳的利用时都是先利用培养体系中游离 CO_2 ,然后再利用水体中 HCO_3^- 进行光合作用。当封闭体系中 pH 低于 9 时,两体系中小球藻主要以游离 CO_2 为光合作用碳源,当 pH 高于 9 时小球藻则以 HCO_3^- 为光合作用碳源。

(3)土著藻小球藻能将岩溶水中 40.625%的 HCO_3^- 利用,外源小球藻能将 29.648%的 HCO_3^- 利用。土著小球藻的岩溶碳汇潜力大于外源的小球藻。在岩溶生态系统中土著藻的岩溶碳汇效应是巨大的。此外,从生态系统能量流动角度看,藻类属于生态系统的初级生产者,藻类将岩溶水中 HCO_3^- 吸收转化为有机物的过程中量是非常巨大的。从物质循环角度看,无机碳被藻类转化为有机碳,从而将地质圈的碳转化进入到生态系统,表现为净碳汇效应。

参考文献:

- [1] Yuan D X. The carbon cycle in karst [J]. *Zeitschrift Geomorphol*, 1997, **108**(suppl-Bd): 91—102
- [2] Liu Z, Zhao J. Contribution of carbonate rock weathering to the atmospheric CO_2 sink [J]. *Environmental Geology*, 2000, **39**(9): 1053—1058
- [3] Gombert P. Role of karstic dissolution in global carbon cycle [J]. *Global Planetary Change*, 2002, **33**(1/2): 177—184
- [4] Liu Z H, Dreybrodt W, Wang H J. A possible important CO_2 sink by the global water cycle [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2008, **53**(3): 402—407
- [5] Cao J H, Yuan D X, Chris G, *et al.* Carbon fluxes and sinks: the consumption of atmospheric and soil CO_2 by carbonate rock dissolution [J]. *Acta Geologica Sinica* (English Edition), 2012, **86**(4): 963—972
- [6] Lerman A, Mackenzie FT. CO_2 air-sea exchange due to calcium carbonate and organic matter storage and its implications for the global carbon cycle [J]. *Aquatic Geochemistry*, 2005, **11**: 345—390
- [7] Wu Q Y. Algae creatures and the nature of the biogeochemical cycle of carbon dioxide [J]. *Exploration of Nature*, 1987, **6**(21): 44—46
- [8] Wu Q Y, Liu Z L, Zhu H R. Biogeochemical model and simulation on the effect of precambrian algae in the forming process of certain laminated chert [J]. *Acta Geologica Sinica*, 1986, **60**(4): 375—389 [吴庆余, 刘志礼, 朱浩然. 前寒武纪藻类对某些层纹状燧石形成作用的生物地球化学模式和模拟实验研究. 地质学报, 1986, **60**(4): 375—389]
- [9] Wu Q Y. Microfossil algae discovered together with a red organic pigment in precambrian cherts [J]. *Acta Micropalaeontologica Sinica*, 1986, **3**(1): 61—68 [吴庆余. 微体藻类化石与红有机色素在前寒武纪地层中的同时发现. 微体古生物学报, 1988, **3**(1): 61—68]
- [10] Hu H J, Li Y Y, Wei Y X, *et al.* Chinese Freshwater Algae [M]. Shanghai: Science and Technology Press. 1980, 1—318 [胡鸿钧, 李尧英, 魏印心, 等. 中国淡水藻类. 上海: 科学技术出版社. 1980, 1—318]
- [11] Wei Y X. Chinese Freshwater Algae Records. Vol. II [M]. Beijing: Science Press. 2003, 1—84 [魏印心. 中国淡水藻志. 北京: 科学出版社. 2003, 1—84]
- [12] Li N, Bi Y H, Gao D W, *et al.* Effects of elevated CO_2 concentration on growth of microcystis aeruginosa [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2011, **35**(4): 698—702 [李娜, 毕永红, 高大文, 等. 大气 CO_2 浓度变化对铜绿微囊藻生长的影响. 水生生物学报, 2011, **35**(4): 698—702]
- [13] M Obst, J J Dynes, J R Lawrence, *et al.* Precipitation of amorphous CaCO_3 (aragonite-like) by cyanobacteria: A STXM study of the influence of EPS on the nucleation process [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2009, **73**: 4180—4182
- [14] Li Q, Dai Y N, You S Y, *et al.* Study on the feature of tufa deposits in Baishuitai, Yunnan [J]. *Carsologica Sinica*, 2002,

- 21(3): 178—181 [李强, 戴亚南, 游省易, 等. 云南白水台钙华沉积成因及主要沉积类型研究. 中国岩溶, 2002, 21(3): 178—181]
- [15] Zondervan I. The effects of light macronutrients trace metals and CO_2 on the production of calcium carbonate and organic carbon in coccolithophores—A review [J]. *Deep Sea Research II*, 2007, 54(5-7): 521—537
- [16] Liu Z H, Li Q, Sun H L, *et al.* Diurnal variations in hydrochemistry in a travertine-depositing stream at Baishuitai, Yunnan, SW China: Observations and Explanations [J]. *Hydrogeology and Engineering Geology*, 2005, 32(6): 10—15 [刘再华, 李强, 孙海龙, 等. 云南白水台钙华水池中水化学日变化及其生物控制的发现. 水文地质工程地质, 2005, 32(6): 10—15]
- [17] Lu G P. Hydrogeochemical research of cold-water travertine in Huanglong-Jiuzhai Scenic spots, Sichuan Province [J]. *Mineral Rock*, 1994, 14(3): 71—78 [卢国平. 四川黄龙-九寨沟自然风景区冷水型钙华成因的水文地球化学研究. 矿物岩石, 1994, 14(3): 71—78]
- [18] Wang H J, Liu Z H, Zeng C, *et al.* Hydrochemical variations of Huanglong Spring and the stream in Huanglong Ravine, Sichuan Province [J]. *Geochemistry*, 2009, 38(3): 307—314 [王海静, 刘再华, 曾成, 等. 四川黄龙沟源头黄龙泉水及其下游溪水的水化学变化研究. 地球化学, 2009, 38(3): 307—314]
- [19] McConnaughey T. Calcification in *Chara corallina*: CO_2 hydroxylation generates protons for bicarbonate assimilation [J]. *Limnology and Oceanography*, 1991, 36(4): 619—628
- [20] Michael J. Berridge, Martin D, *et al.* Calcium—a life and death signal [J]. *Nature*, 1998, 395: 645—648
- [21] LU Y Z. Research process of the calcium signaling in cyanobacteria [J]. *Marine Science Bulletin*, 2010, 12(2): 26—31
- [22] Yang C. Ecology. Edition II [M]. Beijing: High Education Press. 2008, 1—238 [杨持. 生态学(第二版). 北京: 高等教育出版社. 2008, 1—238]
- [23] Merz M U E. The biology of carbonate precipitation by cyanobacteria [J]. *Facies*, 1992, 26: 81—101
- [24] Raven J A. Inorganic carbon acquisition by marine autotrophs [J]. *Advance in Botanical Research*, 1997, 27: 85—209
- [25] Spence D H N, Maberly S C. Occurrence and ecological importance of HCO_3^- use among aquatic higher plants. In: Lucas W J, Berry J A (Eds.), *Inorganic Carbon Uptake by Aquatic Photosynthetic Organisms* [M]. American Society of Plant Physiologists, Rockville, M D, 1985, 125—145
- [26] Maberly S C. Exogenous source of inorganic carbon for photosynthesis by marine macroalgae [J]. *Journal of Phycology*, 1990, 26: 439—449
- [27] Huang J. Inorganic carbon utilization and environmental regulation of carbonic anhydrase in *Nitzschia Closterium Minutissima* [D]. Master Thesis. Shantou: Shantou University. 2008 [黄瑾. 小新月菱形藻的无机碳利用机制及其碳酸酐酶的环境调控. 汕头: 汕头大学. 2008]
- [28] Yan G A, Liu Y D. Aquatic ecosystems: carbon cycle and as atmospheric CO_2 sink [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(5): 827—833 [严国安, 刘永定. 水生生态系统的碳循环及对大气 CO_2 的汇. 生态学报, 2001, 21(5): 827—833]
- [29] Downing J P, Meybeck M, Orr J C, *et al.* Land and water interface zones [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 1993, 70: 123—137

UTILIZATION OF Ca^{2+} AND HCO_3^- IN KARST WATER BY CHLORELLA FROM DIFFERENT SOURCES

WANG Pei^{1,2}, CAO Jian-Hua¹, LI Liang¹, YANG Hui¹ and LI Guang-Chao^{1,2}

(1. *Karst Dynamics Laboratory, MLR, Institute of Karst Geology, CAGS, Guilin 541004, China;*

2. *College of Life Science, Guangxi Normal University, Guilin 541004, China)*

Abstract: We compared the utilization of Ca^{2+} and HCO_3^- in typical karst water by exogenous chlorella and native chlorella in a closed system. Analyzed the relationship between chlorella cell numbers and the utilization rate of Ca^{2+} and HCO_3^- and the variation of pH value. The results showed that the native algae had higher ability in utilizing Ca^{2+} and HCO_3^- than exogenous chlorella, while exogenous chlorella had higher Ca^{2+} utilization amount than native algae. The utilization amounts of HCO_3^- of them were the same. In addition, exogenous chlorella can form CaCO_3 sediment, but native can not. The variation of pH value in the closed system revealed that both of the two algae firstly utilized the dissolved carbon dioxide as photosynthesis carbon source, and then made use of HCO_3^- . Exogenous chlorella absorbed 29.648% HCO_3^- in the karst water, native algae utilized 40.625% HCO_3^- . As the primary producer in the food chain, the two kinds of aquatic algae transformed HCO_3^- and took it into the ecological system.

Key words: Chlorella; Ca^{2+} ; HCO_3^- ; Karst ecosystem; Net carbon sink effect