

西藏班戈错水菱镁矿藻类成矿实验 及其成因分析



www.
geojournals.cn/georev

蒋天明^{1,2,3)}, 姬连敏^{1,4)}, 程怀德^{1,2)}, 李斌凯^{1,2,3)}, 李刚⁵⁾, 马海州^{1,2)},
张西营^{1,2)}, 李长忠^{1,2,3)}, 马学海^{1,2,3)}, 张鹏程^{1,2,3)}

- 1) 中国科学院青海盐湖研究所, 中国科学院盐湖资源综合高效利用重点实验室, 西宁, 810008;
- 2) 青海省盐湖地质与环境重点实验室, 西宁, 810008; 3) 中国科学院大学, 北京, 100049;
- 4) 中国科学院绿色过程制造创新研究院, 北京, 100190;
- 5) 中国科学院南海海洋研究所, 中国科学院热带海洋生物资源与生态重点实验室, 广州, 510301

内容提要: 目前关于天然水菱镁矿的形成认识主要有蒸发沉积成因和生物成因两类。前人在室内成功制备出水菱镁矿矿物,证实了该矿物的无机成因理论,但是实验结晶条件明显高于西藏班戈错的寒冷气候条件和水化学条件,并且班戈错湖水通过自然蒸发结晶也难以形成水菱镁矿矿物,而这一认识与周边阶地上正在形成水菱镁矿的现象相矛盾。因此,自然蒸发沉积可能不是现阶段班戈错水菱镁矿的主要形成过程,而已有研究表明,藻类具备诱导形成碳酸盐矿物的能力,本文利用西藏班戈错Ⅲ湖湖水及其藻类开展室内模拟实验,并与无藻类的湖水自然结晶结果相对照,探讨藻类生命活动与班戈错水菱镁矿的成因联系。研究发现,藻类不仅能够适应高盐度盐水环境(矿化度 117.3 g/L),并且在其光合作用过程中还能显著提高周围水体 pH 值(最高可达 10.564),诱导并促进球碳镁石在藻类网状节点处结晶沉淀,该矿物进一步脱水即能够形成水菱镁矿矿物;而人为提高班戈错Ⅲ湖湖水 Mg^{2+} 浓度也仅能结晶形成三水菱镁矿矿物,无球碳镁石或水菱镁矿结晶析出。因此,西藏班戈错水菱镁矿的形成过程与藻类生物成矿作用密切相关,但是有关球碳镁石向水菱镁矿转变的具体条件以及藻类成矿作用的具体分子机制仍不清楚,有待于进一步研究。

关键词: 水菱镁矿;班戈错;球碳镁石;生物成因

水菱镁矿 (Hydromagnesite) 是一种分布广泛的天然水合碱式碳酸镁矿物 (Hopkinson et al., 2008; Gautier et al., 2014),其晶体化学式还存在着争议,主要为 $3MgCO_3 \cdot Mg(OH)_2 \cdot 3H_2O$ (Braithwaite et al., 1996; 胡庆福等, 2005; 郭如新, 2011; 苏馨等, 2019) 和 $Mg_5(CO_3)_4(OH)_2 \cdot 4H_2O$ (严润娥等, 1987; Power et al., 2009; 田海山, 2017; Lin Yongjie et al., 2018) 两种不同的形式,但普遍认为该矿物的晶体化学式为 $Mg_5(CO_3)_4(OH)_2 \cdot 4H_2O$ (Power et al., 2007; Teir et al., 2009; Berninger et al., 2014; Gautier et al., 2014; Hariharan et al., 2017; Gérard et al., 2018; Oelkers et al., 2018),其中 CO_2 、 MgO 和 H_2O 的理论质量分数分别为 37.64%、43.09% 和 19.26%。

目前人们对水菱镁矿的成因认识主要分为受物理化学条件控制的蒸发沉积成因模式(王秀璋等, 1965; Alderman, 1965; 严润娥等, 1987; 郑绵平等, 1989; Coshell et al., 1998; Goto et al., 2003; Chagas et al., 2016; Lin Yongjie et al., 2017a, b) 和受微生物作用的生物成因模式 (Braithwaite et al., 1996; Power et al., 2007, 2009, 2014; Cangemi et al., 2016) 两类。前者认为水菱镁矿是在高 Mg/Ca 值、高 P_{CO_2} 和偏碱性咸水环境中自然沉积的产物,而后者发现藻类等微生物具备在饱和或不饱和水体中诱导形成水菱镁矿的能力。Lin Yongjie 等 (2017a, b, 2019) 认为目前西藏杜佳里湖湖水受蒸发作用难以形成水菱镁矿的原因与地表水 Mg/Ca 值不均一旦湖水相对于水菱镁矿为不饱和

注:本文为中国科学院绿色过程制造创新研究院自主部署联合基金资助项目(编号: IAGM2020C09)的成果。

收稿日期: 2021-07-17; 改回日期: 2021-08-13; 网络首发: 2021-09-20; 责任编辑: 刘志强。Doi: 10.16509/j.georeview.2021.09.011

作者简介: 蒋天明,男,1995年生,硕士研究生,矿物学、岩石学、矿床学专业; Email: jtm@isl.ac.cn。通讯作者: 李斌凯,男,1980年生,硕士生,副研究员,主要从事地球化学与矿物学研究; Email: libk@isl.ac.cn。

水体(饱和指数-1.51)有关,余疆江等(2015, 2016)通过原位蒸发实验同样发现西藏杜佳里湖和班戈错湖水在蒸发过程中难以形成水菱镁矿矿物,但是上述认识无法解释当地水菱镁矿大量赋存且正在生长的现象,有关水菱镁矿的直接成矿证据尚不清楚。因此,西藏盐湖中水菱镁矿的成因机理问题还有待于进一步深入研究。

本文以盛产水菱镁矿的西藏班戈错为例,利用班戈错高浓度卤水及其Ⅲ湖藻类开展室内藻类微生物成矿作用的相关研究。通过有藻类的模拟成矿实验和无藻类的湖水自然结晶实验结果相对照,研究表明,藻类具备诱导形成水菱镁矿矿物的能力,说明西藏班戈错水菱镁矿的形成过程与藻类生物成矿作用密切相关。

1 地质背景与湖区概况

班戈错是位于藏北羌塘高原南部的一个内陆盐湖,为班公湖—怒江构造带控制的中—新生代色林错—古伦坡拉构造断陷盆地内的次一级坳陷盆地(郑喜玉等, 2002; 图 1),盆地长轴近东西向,南北两缘断裂构造发育(吕鹏等, 2003)。色林错盆地和伦坡拉盆地被北西—南东向第四纪崩错右旋走滑断裂分隔开,此前两个盆地可能为统一的沉积盆地(吴珍汉等, 2016)。班戈错位于色林错东部,两湖相距 8 km,中间由北西向古隆起相隔开,由于湖面阶段性下降而在晚更新世末期从母湖色林错东部分离出来形成现今的班戈错(赵希涛等, 2011)。湖区晚新生代地层由老到新分别为浆东如瑞组、猪头山

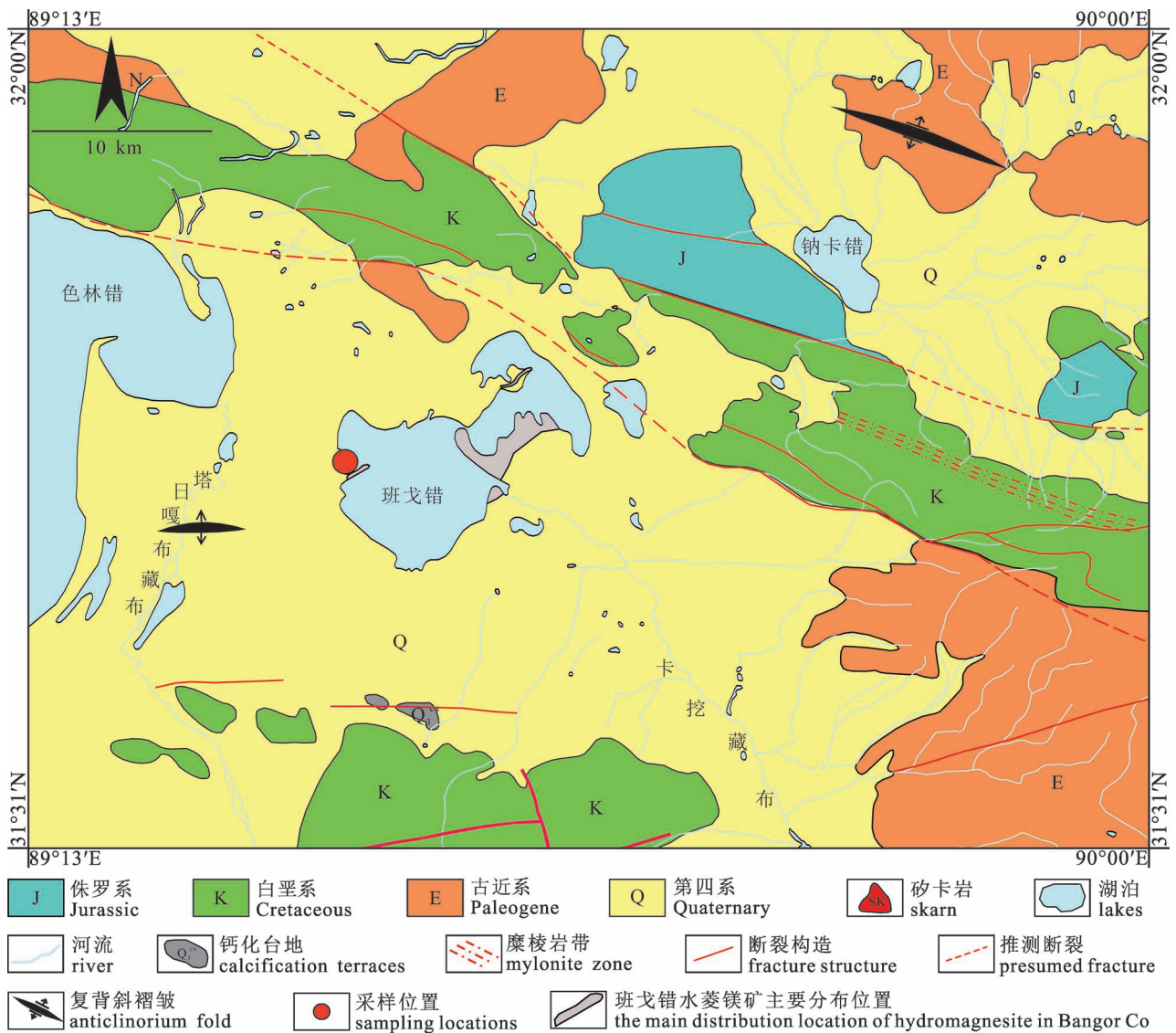


图 1 西藏班戈错区域地质简图

Fig. 1 Regional geological map of Bangor Lake (Bangor Co), Xizang(Tibet)

组、夏穷错组、同旧藏布组和硼厂组,主要为粘土或砂砾岩地层,不同地层含有种属不同的介形虫、孢粉以及硅藻等化石(郑绵平等,1989)。

对古湖岸堤开展石英光释光年代学研究发现,班戈错自末次冰消期以来,湖面海拔高度总体上呈逐渐减小的趋势发展,末次冰消期高湖面的形成与北半球太阳辐射增强引起气温升高,进而引发区域内冰雪融水量增加有关,而全新世后期湖泊急剧退缩并最终演化为盐湖的原因,与这一时期印度季风减弱导致区域降水量的减少有关(赵光通等,2018)。自1959年至2010年,班戈错湖泊面积扩大101 km²,其中有记录的最大湖泊面积为2001年8月份的167.2 km²,最小湖泊面积为1973年的3.5 km²(赵希涛等,2011; Yan Lijuan et al., 2015)。班戈错湖面经历“先降后升再下降,但总体上升”的发展趋势,近年来高原湖泊水位的逐步升高与周边冰川融雪补给增加密切相关,直观反映近年来全球气候变暖对高原冰川和湖泊带来的影响。

水菱镁矿在国外主要分布在加拿大(包括 British Columbia、Atlin、Caribo、Lilloct、Meadow 和 Alberto)、土耳其(包括 Antalya、Burdur 和 Gola Salda)、希腊(Kozani)、伊朗(Soghan)、美国(Carlsbad)、西班牙(Santandai)、英国(Pennine)和奥地利(Salzburg)等地(郭如新,2011,2012),在国内则主要分布在青海(包括察尔汗盐湖、一里坪盐湖、大浪滩盐湖和大柴旦盐湖;吴良士等,2007)和西藏(包括班戈错、郭家林错、小崩则错、其香错、朋彦错、戈木茶卡、龙木错、恰茶卡、扎苍茶卡和扎布耶茶卡;郑喜玉等,2002)两省份,在国内储量中又尤其以西藏最为丰富,属于西藏盐湖资源中11种常见碳酸盐矿物之一(郑喜玉等,1983),仅在班戈错的储量就在1.0×10⁸ t以上,具备大型矿床的规模(郭如新,2012)。作为西藏地区为数不多的有水菱镁矿沉积的典型盐湖之一,班戈错的水菱镁矿具有储量大、纯度高和易开采等特点,普遍沿湖岸四周呈长条状断续分布,单一堤状矿体长达数百米至5 km,

宽数十米至三百多米,矿体最厚可达14 m。大部分矿体出露于水面或湖岸阶地之上,矿体最高可高于水面6 m以上。班戈错局部湖岸水体和湖滨水体中有藻类生长,Ⅲ湖西侧近湖岸边断续可见有芒硝结晶析出,水菱镁矿则主要在离湖岸数米至数十米位置呈圆丘状或层状堆积出现。

2020年11月课题组对西藏班戈错水菱镁矿沉积剖面(剖面编号:BGCPM-02,图2)观察发现,水菱镁矿矿体底部为湖积沙砾和粘土层,向上为灰绿色细粒水菱镁矿,其中夹有单层厚约2~3 mm的断续多层芒硝(图2b,c),再向上则为粒状或块状的水菱镁矿主矿层。水菱镁矿矿体纯净,成层性较为明显,矿体厚约1.3 m(图2)。在班戈错Ⅲ湖另一处湖岸阶地上有圆丘状新生水菱镁矿分布,单个矿丘普遍在1 m²左右,整体占地面积在数十平方米,地貌上与加拿大 Altin 地区新生水菱镁矿相似(图3)。新生水菱镁矿表层矿体厚约数厘米,下层底泥经室内培养后发现藻类存在(图4),同时现场调查还发现,不仅在新生水菱镁矿下层底泥中发现有藻类,同时在班戈错近湖岸和湖边小水沟中也均有藻类生长繁殖(图5)。对班戈错的浮游植物种属调查发现,班戈错Ⅰ湖有20种浮游植物,班戈错Ⅱ湖有36种浮游植物,班戈错Ⅲ湖有22种浮游植物(赵文等,2010),班戈错浮游植物优势种为线形粘杆藻、小颤藻、点状粘球藻、小席藻、舟形藻、普通小球藻和盐藻(Zhao Wen et al., 2016)。

2 藻类生物成矿模拟实验

本文利用班戈错湖水及其藻类开展室内成矿模拟实验,实验从2020年11月18日进行至2021年1月19日,为期63 d。其中,班戈错Ⅲ湖湖水水化学特征见表1,Ⅲ湖湖水和藻类的具体野外样品编号、采样位置和采样时间见表2。

2.1 仪器设备及试剂

X射线衍射仪,荷兰帕纳科公司 X'Pert Pro X射线衍射仪;pH计,梅特勒—托利多参数测试仪

表 1 西藏班戈错Ⅲ湖湖水水化学特征对比
Table 1 Comparisons of hydrochemical characteristics of the Ⅲ Lake in Bangor Lake, Xizang

采样时间	ρ(mg/L)										矿化度 (g/L)
	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	K ⁺	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	
2014-10	4573	7050	42368	20862	181.1	7.43	37320	4849	2.97	84.32	117.3
2020-11	2838	3190	27081	11188	73.29	9.2	22346.7	2349	2.25	26.71	69.11

S470-K;照度计,艾沃斯 V10;BG-11 培养液,购买自中国科学院淡水藻种库;LED 植物生长灯,核管家全光谱 1.2 m 48 瓦双排灯珠 LED 植物生长灯;通气泵,SISO HY-912。

化学试剂: $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (AR), NaNO_3 (AR), Na_2HPO_4 (AR)。

2.2 实验方法

室内培养实验共分 6 组,依次编号 BGC-01、

BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05 和 BGC-06,每组 5 L 烧杯中添加班戈错Ⅲ湖湖水(样品编号:BGHHS-01)4 L,各组培养所需藻类选取自课题组在 2020 年 11 月采集的班戈错Ⅲ湖藻类样品,各组对应添加 BGCZL-01(表层藻类)、BGCZL-08、BGCZL-01(底栖藻类)、BGCZL-05、BGCZL-04 和 BGCZL-06 中的藻类(图 6)。实验前期各组定期添加 BG-11 培养液(表 3),后期依据各组藻类培养情况的不同,分

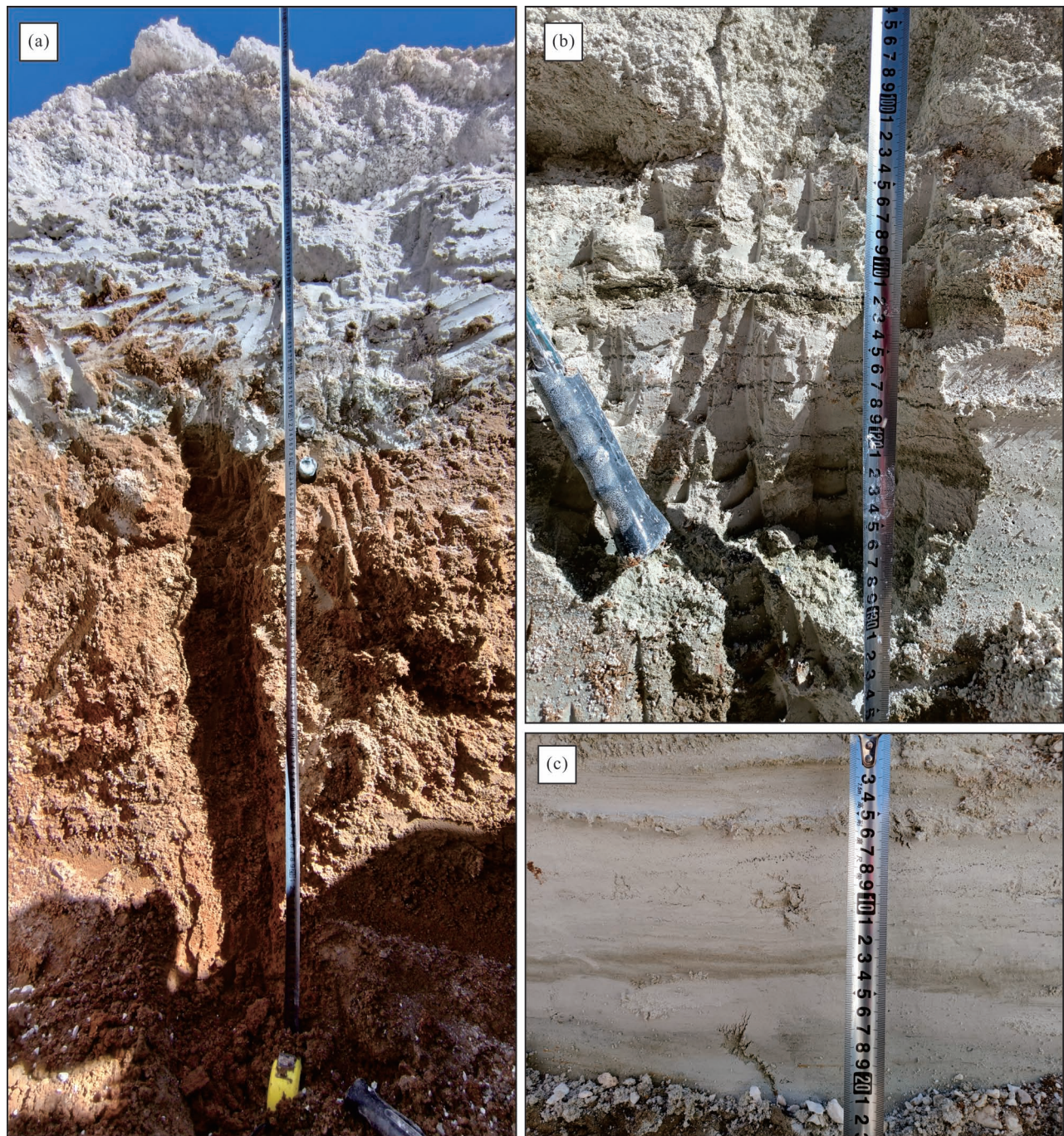


图 2 西藏班戈错水菱镁矿剖面照片 (BGCPM-02;位置:31°44′40.17″N,89°35′24.73″E)

Fig. 2 Profile photo of hydromagnesite in Bangor Lake, Xizang (BGCPM-02; Location: 31°44′40.17″N,89°35′24.73″E)

表 2 西藏班戈错野外样品信息

Table 2 Information of field samples of Bangor Lake, Xizang					
样品编号	样品类型	坐标		高程 (m)	采样时间
		纬度(N)	经度(E)		
BGHS-01	湖水	31°44′18.41″	89°25′48.42″	4521	2014-10
BGCZL-01	藻类	31°44′18.44″	89°25′48.91″	4522	2020-11-13
BGCZL-04	藻类	31°44′25.14″	89°25′49.46″	4529	2020-11-13
BGCZL-05	藻类	31°44′26.38″	89°25′49.84″	4526	2020-11-13
BGCZL-06	藻类	31°44′25.14″	89°25′49.46″	4529	2020-11-13
BGCZL-08	藻类	31°44′17.44″	89°25′48.21″	4522	2020-11-13
XSSLM01-03	底泥	31°44′16.59″	89°25′45.37″	4520	2020-11-06

别补充氮磷营养元素(表 4)。培养过程采用 LED 植物生长灯 24 h 持续光照,液面光照强度控制在 10000~20000 Lux,中后期采用气泵进行 24 h 持续通气。

实验期间,每天定时添加蒸馏水,补充因自然蒸发造成的水分损失,维持蒸发液面,阻止因水体蒸发对溶液离子浓度带来的影响。定期测量各组溶液的 pH 值(表 5,图 7),期间取样分析相关离子浓度和物相组成。

2.3 实验结果

各组实验水体在藻类生命活动的影响下,总体上 pH 值均有不同程度的上升(图 7,表 5),普遍从初始的 9.200 上升到最后的 9.900 或 10.000 左右,BGC-01 至 BGC-06 的 pH 值增幅依次为 5.73%、

表 4 各组氮磷添加记录

Table 4 Record of nitrogen and phosphorus addition for each group				
组号	添加记录		实验天数	添加时间
	物质类型	添加量(g)		
BGC-01	MgSO ₄ · 7H ₂ O	38	66	2021-01-22
		38	73	2021-01-29
	NaNO ₃	6	42	2020-12-29
		6	66	2021-01-22
		6	73	2021-01-29
	Na ₂ HPO ₄	0.1	36	2020-12-23
		0.1	66	2021-01-22
		0.1	73	2021-01-29
	NaNO ₃	6	42	2020-12-29
BGC-02	Na ₂ HPO ₄	0.1		
BGC-03	NaNO ₃	6	42	2020-12-29
		6	55	2021-01-11
		6	61	2021-01-17
	Na ₂ HPO ₄	0.1	42	2020-12-29
		0.1	55	2021-01-11
		0.19	61	2021-01-17
BGC-04	NaNO ₃	6	42	2020-12-29
	Na ₂ HPO ₄	0.1		
BGC-05	Na ₂ HPO ₄	0.1	36	2020-12-23
BGC-06	MgSO ₄ · 7H ₂ O	16	36	2020-12-23
		22	43	2020-12-30
	NaNO ₃	6	42	2020-12-29
	Na ₂ HPO ₄	0.1		

7.82%、7.97%、7.74%、6.07% 和 14.58%,其中 BGC-06 在额外添加有 N、P 和 Mg²⁺的情况下,pH 值涨幅最大(14.58%),最终达到 10.564。

藻类在转移接种后的一段时间内还尚处延缓期(于建华,2014),藻细胞繁殖速度较低,生物量增加不明显,对体系 pH 值的提升作用不明显。在接种 8d 后,各组溶液表面陆续呈现粘稠状、果冻状,且伴随密集细小的气泡出现,此后气泡逐渐变大增多,各组水体由无色透明向浅绿色、翠绿色转变,同时在杯壁四周和底部均有不同程度的藻类呈网状附着生长,这一现象的出现与藻类生物量升高和藻类絮凝吸附有关,主要表现为藻液颜色逐渐向深绿色转变以及团块状藻类逐渐增大。其中,气泡的出现与藻类光合产氧有关,表层溶液呈现粘稠状、果冻状可能与藻类细胞新陈代谢分泌的细胞外聚合物(Extracellular Polymeric Substances,EPS)有关,或者与每日按时

表 3 各组 BG-11 培养液添加记录

Table 3 Record of BG-11 culture medium addition for each group			
添加时间	实验 天数	每组添加 量(mL)	组号
2020-11-18	1	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-11-21	4	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-11-25	8	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-11-29	12	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-12-02	15	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-12-05	18	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-12-09	22	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-12-12	25	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-12-15	28	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-12-18	31	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-12-21	34	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-12-24	37	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05
		35	BGC-06
2020-12-27	40	10	BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05、BGC-06
2020-12-30	43	60	BGC-06

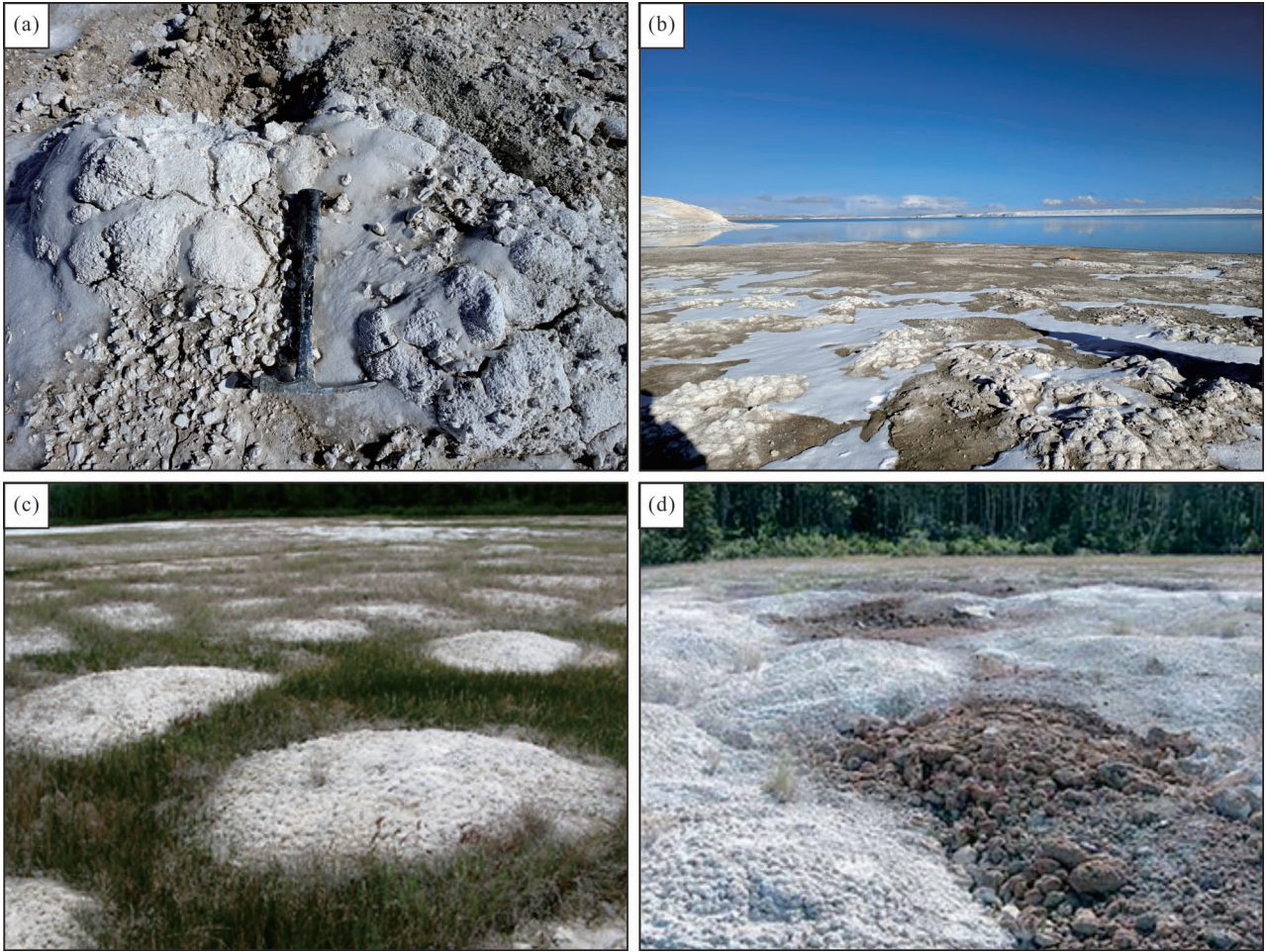


图 3 西藏班戈错(a,b)和加拿大 Altin 地区(c,修改自 Power et al. , 2009; d,修改自 Power et al. , 2014)新生水菱镁矿对比图

Fig. 3 Comparison diagram of neogenic hydromagnesite in Bangor Lake, Xizang (a, b) and Altin area, Canada (c, modified from Power et al. , 2009; d, modified from Power et al. , 2014)

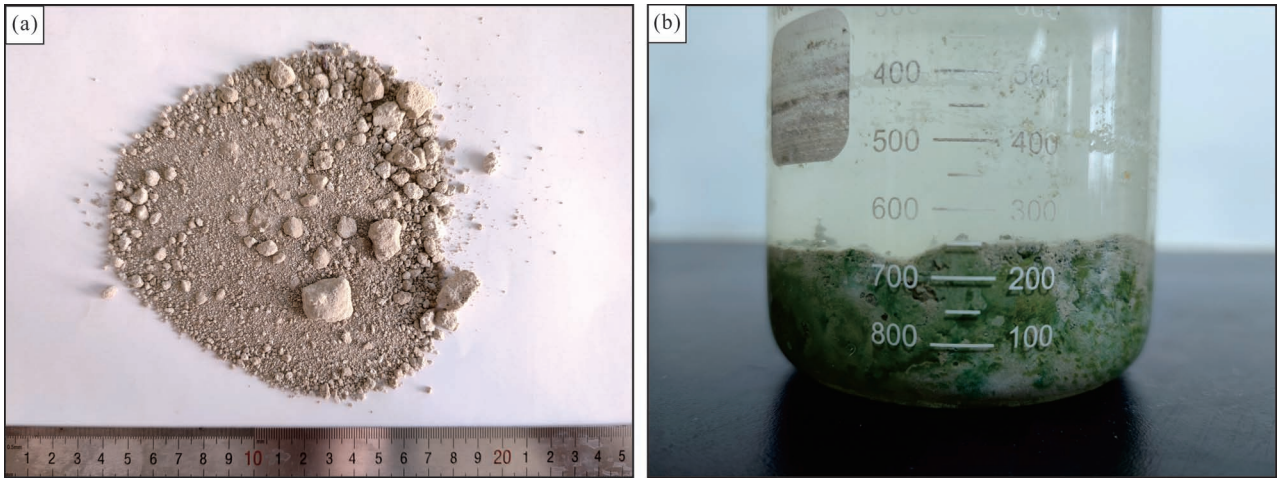


图 4 西藏班戈错新生水菱镁矿底泥蕴藏藻类(样品编号:XSSLM01-03): (a)培养前;(b)培养后

Fig. 4 Algae in the subsoil of neogenic hydromagnesite in Bangor Lake, Xizang (Sample number: XSSLM01-03): (a) before cultivate; (b) after cultivate



图 5 西藏班戈错Ⅲ湖西岸藻类(拍照时间:2020 年 11 月 7 日,位置:31°44′17.95″N,89°25′48.91″E)
Fig. 5 Algae on the western shore of the III Lake in Bangor Lake, Xizang (Photographed on: 7 November 2020, Location: 31°44′17.95″N, 89°25′48.91″E)

搅拌造成的气泡被动或主动破裂引起部分藻细胞破裂,进而导致油脂等组分的释放有关。

在培养 20~30 d 后,各组部分团块状藻类和藻液均有不同程度的变黄趋势,并且此后藻液颜色有从绿色向黄色甚至是无色转变的趋势或现象,期间各组 pH 值波动变化,总体轻微上升。随后向各组补充氮磷元素(表 4)并给予持续通气(实验第 36

d),大约在通气以及补充氮磷后的一周左右(实验第 42 d),各组藻液和团块状藻类整体上由浅黄色向浅绿色、绿色甚至是深绿色转变,各组 pH 值普遍出现明显升高趋势,BGC-01 至 BGC-06 的 pH 值增幅分别由 2.64%、1.72%、2.42%、4.87%、3.33%和 2.52% 变化为 3.01%、6.00%、5.42%、2.74%、2.65%和 11.76%(图 7,表 5)。表明此前向各组分别添加的 BG-11 培养液无法满足藻类的生长需求,无法改变藻类因氮磷营养盐缺乏而逐渐变黄死亡的趋势。其中 BGC-04 的 pH 值增幅在添加氮磷营养盐前后出现降低,可能与此时溶液较高的酸碱度(pH 值 9.603)限制了藻类细胞中酶的活性有关,影响藻类光合作用效率,进而影响藻类的生长和繁殖过程。在实验后期,部分实验组(除 BGC-06 外)的 pH 值有降低趋势,其中 BGC-05 的 pH 值在添加氮磷营养盐之后,先是显著升高然后出现降低趋势,可能与此时较高的酸碱度(最高时 10.243)限制藻细胞的生理活性,以及此时体系内开始出现氮磷营养盐缺乏,共同作用导致 BGC-05 的藻类生长繁殖受到抑制,最终导致体系 pH 值不再继续上升。同时,

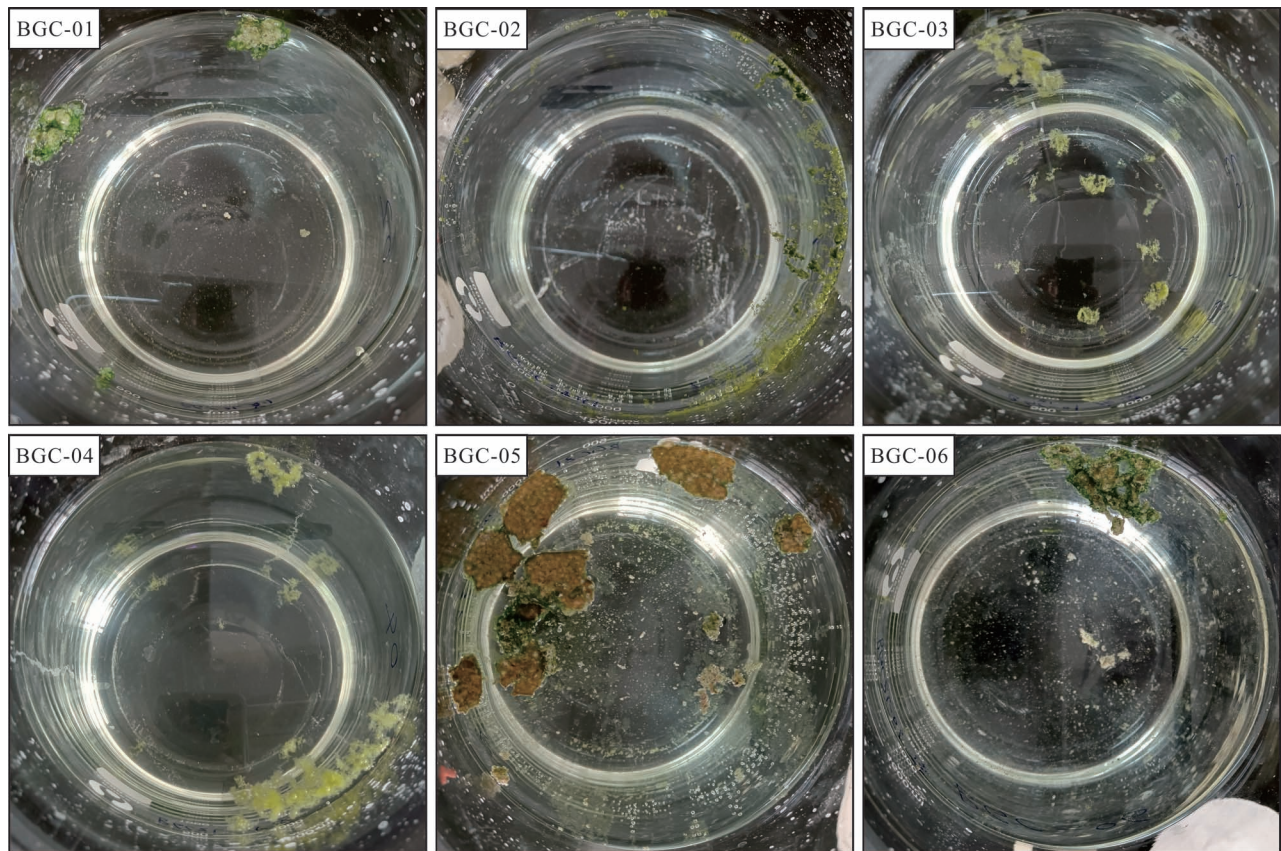


图 6 各组实验照片(拍照时间:2020 年 11 月 19 日)
Fig. 6 Photos of the experiments in each group (Photographed on: November 19, 2020)

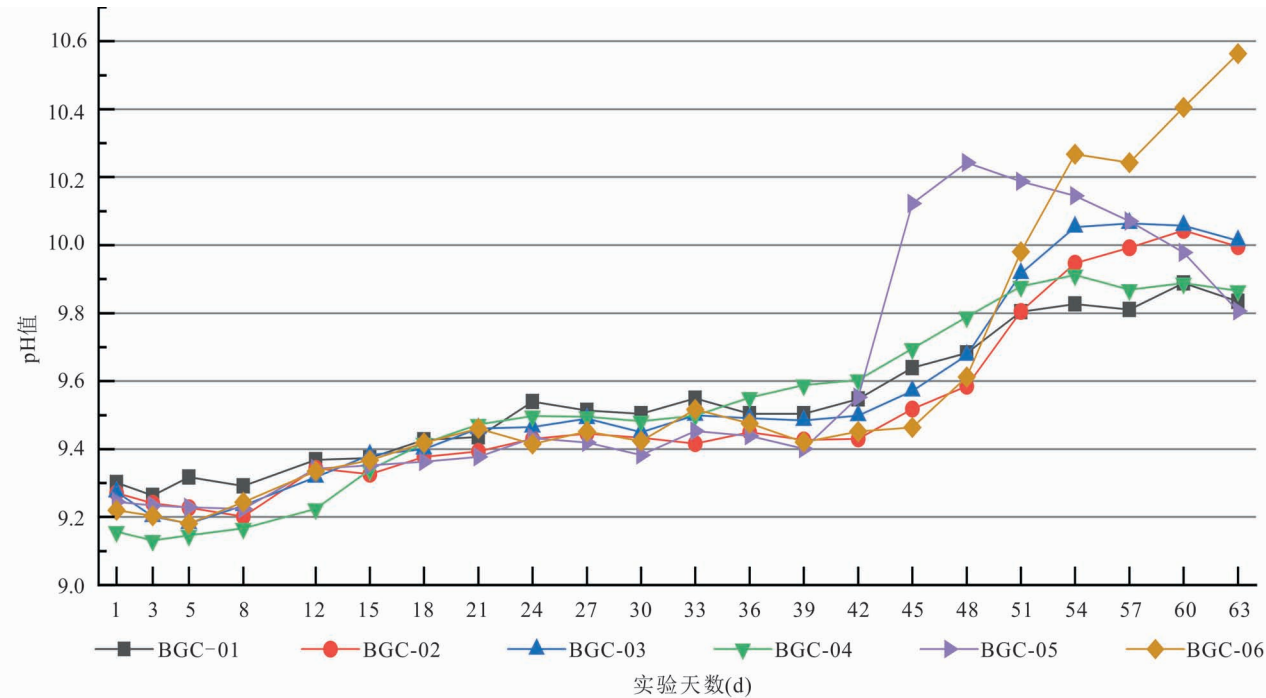


图 7 各组 pH 值变化趋势图

Fig. 7 Trend graph of pH values for each group

表 5 各组 pH 值记录表

Table 5 pH record for each group

分析时间	实验 天数	BGC-01	BGC-02	BGC-03	BGC-04	BGC-05	BGC-06
2020-11-18	1	9.301	9.271	9.274	9.157	9.245	9.220
2020-11-20	3	9.263	9.240	9.202	9.131	9.234	9.204
2020-11-22	5	9.317	9.228	9.181	9.146	9.229	9.181
2020-11-25	8	9.291	9.201	9.234	9.167	9.224	9.244
2020-11-29	12	9.368	9.343	9.318	9.224	9.342	9.335
2020-12-02	15	9.374	9.326	9.382	9.339	9.352	9.367
2020-12-05	18	9.427	9.377	9.400	9.417	9.363	9.418
2020-12-08	21	9.436	9.393	9.460	9.472	9.377	9.461
2020-12-11	24	9.540	9.430	9.465	9.497	9.432	9.415
2020-12-14	27	9.514	9.445	9.490	9.495	9.419	9.452
2020-12-17	30	9.504	9.433	9.450	9.482	9.383	9.424
2020-12-20	33	9.549	9.416	9.499	9.498	9.453	9.517
2020-12-23	36	9.504	9.450	9.491	9.551	9.439	9.476
2020-12-26	39	9.504	9.427	9.484	9.588	9.401	9.420
2020-12-29	42	9.547	9.430	9.498	9.603	9.553	9.452
2021-01-01	45	9.639	9.518	9.571	9.696	10.122	9.464
2021-01-04	48	9.683	9.585	9.676	9.789	10.243	9.612
2021-01-07	51	9.804	9.805	9.917	9.879	10.188	9.981
2021-01-10	54	9.827	9.947	10.053	9.912	10.145	10.268
2021-01-13	57	9.810	9.993	10.064	9.869	10.070	10.243
2021-01-16	60	9.889	10.043	10.058	9.888	9.978	10.405
2021-01-19	63	9.834	9.996	10.013	9.866	9.806	10.564

相对强烈的持续通气不仅可能导致藻细胞出现破裂死亡,也会加速空气中 CO₂ 的持续溶解,共同作用最终导致 BGC-05 的 pH 值在后期开始出现降低趋势。因此,实验后期体系内营养盐组分不足会明显抑制藻类生长繁殖甚至导致藻类死亡,同时相对强烈的持续通气也有可能导致藻细胞出现破裂死亡,直观表现为溶液表层气泡逐渐变大增多,而表层气泡覆盖范围的增大又会明显影响下层藻类的光合作用效率。最终藻类生长繁殖受到抑制甚至出现死亡的直观表现是团块状藻类和藻液的颜色由浅绿色、绿色向浅黄色、黄色转变,继续培养,藻类相继死亡后在底部沉积,溶液颜色可能转变为无色透明状。

在培养初期,藻类生物量的变化是各组最为明显的变化特征,尚未见到有矿物结晶析出。为验证藻类生命活动与水菱镁矿之间的成因关系,以 BGC-06 为例,先后两次添加 MgSO₄ · 7H₂O(表 4)。在第一次只添加 MgSO₄ · 7H₂O,未添加 NaNO₃ 和 Na₂HPO₄ 的情况下继续培养一周,水体仍为灰白色,尚未见有矿物结晶析出。随后继续补加 MgSO₄ · 7H₂O,同时添加 NaNO₃ 和 Na₂HPO₄,一周后水体由无色或灰白色向浅绿色、绿色转变,藻类生物量开始上升,在藻类生物量开始明显上升后的第 5 d,第二次添加 N、P 和 Mg²⁺ 之后的第 12 d,体系内明显开

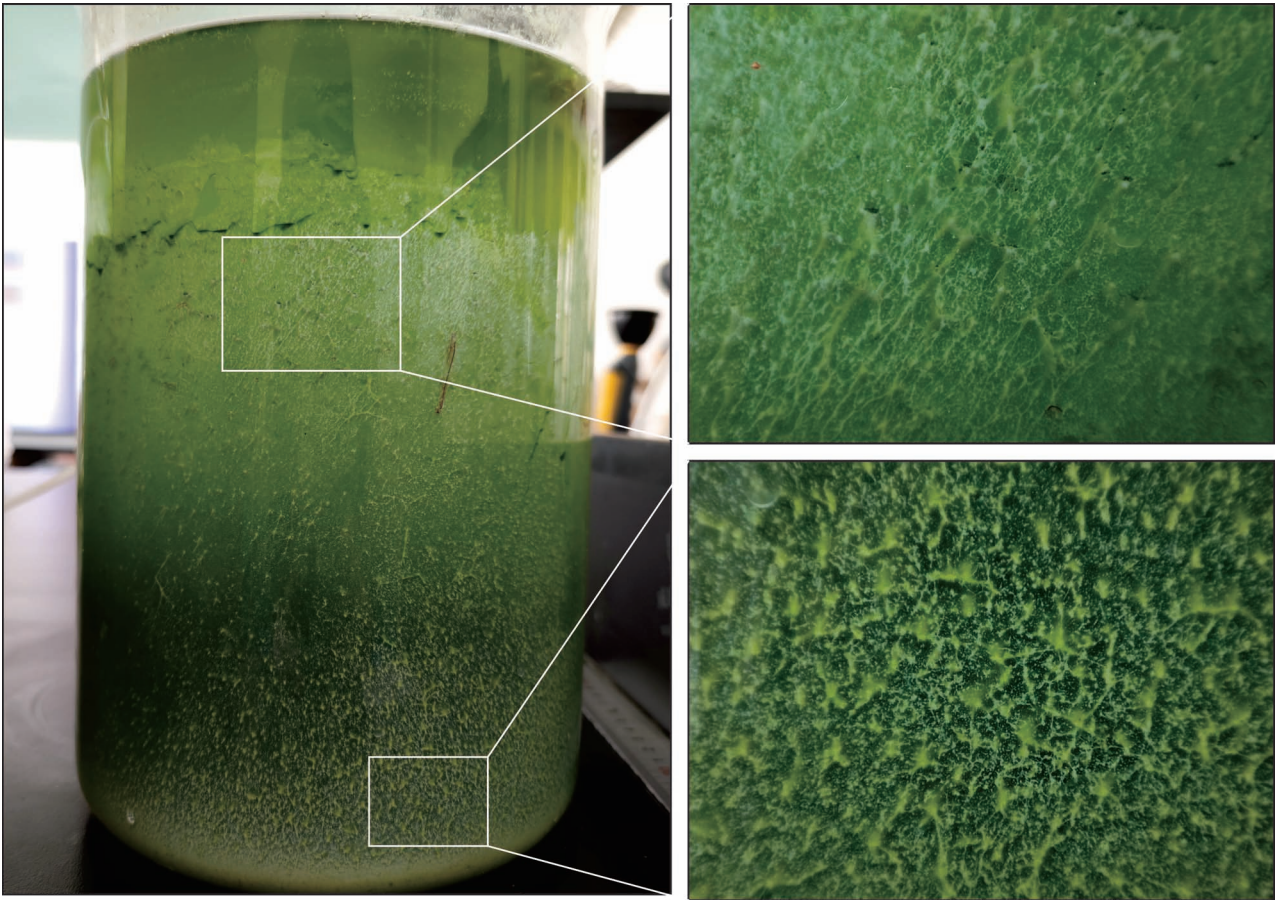
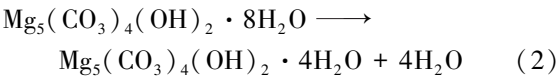
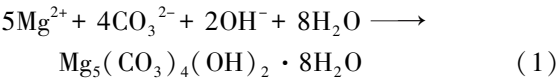


图 8 白色矿物在藻类网状节点处结晶生长(组号:BGC-06)
Fig. 8 The white minerals crystallize and grow at the reticulation nodes of algae (Group number: BGC-06)

始有矿物结晶析出,最初沿杯壁四周网状藻类节点处,呈点状生长(图 8)。后期矿物生长范围沿杯壁四周和底部逐渐扩大,并且也同样在表层团块状藻类内部结晶析出(经 XRD 分析鉴定,在溶液表层团块状藻类顶部结晶析出的白色或无色薄层状矿物主要为无水芒硝,极少量的石盐和氯碳钠镁石),通过蒸馏水冲洗过滤等物理手段难以将矿物与藻类完全分离,镜下观察发现,结晶矿物与藻类紧密共存,后期完全覆盖藻类生长(图 9)。XRD 分析结果表明,球碳镁石(Dypingite, $\text{Mg}_5(\text{CO}_3)_4(\text{OH})_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$)矿物在这一过程中结晶析出(图 10a,式 1),该矿物进一步脱水即有可能形成水菱镁矿矿物(式 2)。



广东美格基因科技有限公司利用宏基因组测序技术进行藻类种属鉴定,结果表明,培养体系内藻类种属以盖丝藻属(*Geitlerinema*)、席藻属

(*Phormidium*)、微鞘藻属(*Microcoleus*)、节旋藻(*Arthrospira* sp.)、螺旋藻属(*Spirulina*)、束藻属(*Symploca*)、颤藻属(*Oscillatoria*)、浮丝藻属(*Planktothrix*)和拟浮丝藻属(*Planktothricoides*)等颤藻目(*Oscillatoriales*)藻类为主,同时还有杜氏藻属(*Dunaliella*)、微囊藻属(*Microcystis*)、念珠藻属(*Nostoc*)、细鞘丝藻属(*Leptolyngbya*)和项圈藻(*Anabaena* sp.)等藻类。此外,为了验证藻类与结晶矿物之间的成因关系,期间单独取 500 mL 班戈错Ⅲ湖湖水(样品编号:BGHHS-01),缓慢持续添加 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 至溶液过饱和并析出沉淀矿物,后经 XRD 分析表明,湖水在单独加镁(未添加藻类)析出的矿物主要为三水菱镁矿(*Nesquehonite*, $\text{MgCO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$),未见有球碳镁石或水菱镁矿结晶析出(图 10b)。由此说明,班戈错Ⅲ湖湖水仅在蒸发浓缩作用或提高 Mg^{2+} 浓度的自然结晶过程中,水菱镁矿不会或难以直接结晶形成。然而,藻类不仅能够适应高盐度盐水环境,而且在其光合作用过程中还能提高周围水体的 pH 值,创造出有利于碳酸盐矿物沉

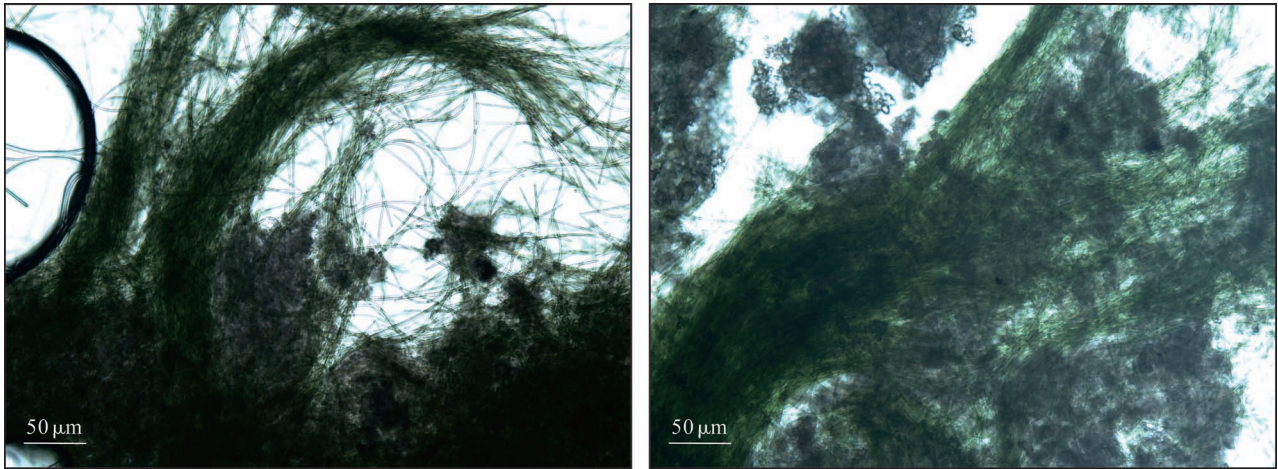


图 9 结晶矿物与藻类显微照片 (拍照时间:2021 年 1 月 13 日)

Fig. 9 Micrographs of crystalline minerals and algae (Photographed on: January 13, 2021)

积的水化学条件,诱导并促进球碳镁石或水菱镁矿结晶沉淀。由此可见,西藏班戈错水菱镁矿的结晶沉淀过程与周围藻类微生物成矿作用密切相关。

3 水菱镁矿成因探讨

3.1 物理化学成因分析

前人在不同离子强度、结晶时间、体系温度和CO₂分压等条件下的溶液环境中,成功制备出水菱镁矿矿物的同时,对该矿物的结晶规律、晶体形貌和沉积速率等特性也进行了相应研究,发现体系温度和CO₂分压能够显著影响水菱镁矿的结晶过程,但是过高的温压条件对水菱镁矿的结晶沉淀作用影响

不明显,甚至还可能导致水菱镁矿发生转变 (Xiong Yongliang et al. , 2008; Hänchen et al. , 2008; Cheng Wenting et al. , 2010a; Wang Daoguang et al. , 2012; Wang Junfeng et al. , 2012; Hariharan et al. , 2017)。此外,通过控制反应条件也能促使镁橄榄石 (Xiong Yongliang et al. , 2008, 式 3)、三水菱镁矿 (Hopkinson et al. , 2008, 式 4, 5) 和蛇纹石 (Abu Fara et al. , 2019; Teir et al. , 2009; 式 6, 7; Zhang Xiaojuan et al. , 2020, 式 8, 9, 10, 11) 等含镁碳酸盐或硅酸盐矿物转变形成球碳镁石或水菱镁矿矿物。

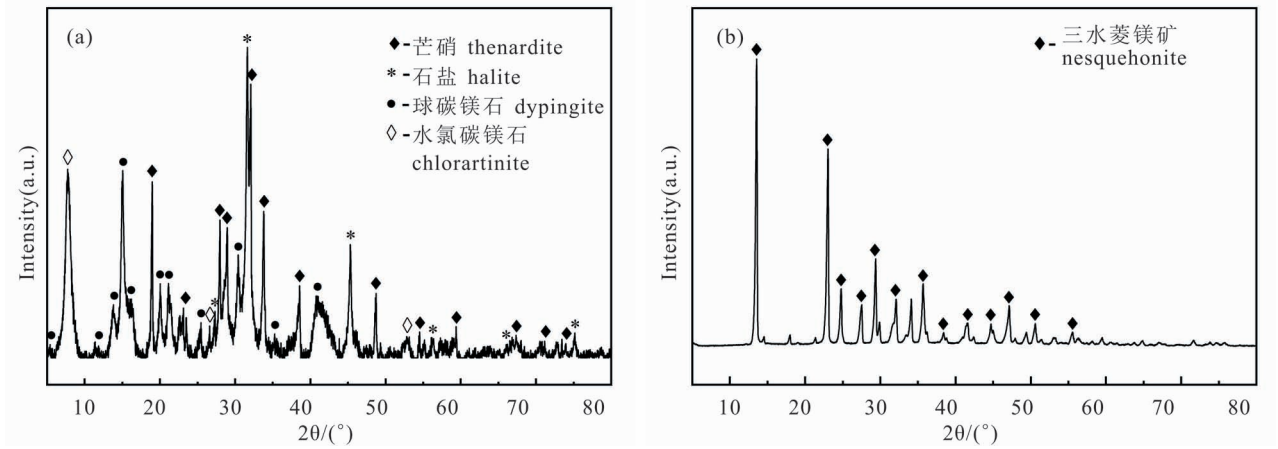
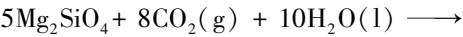
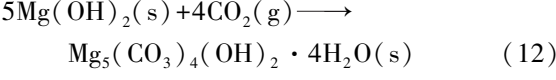
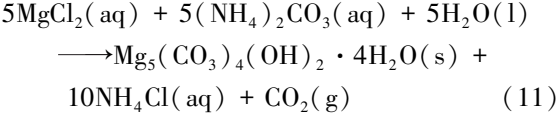
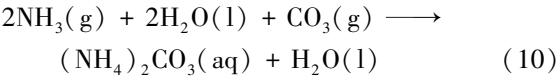
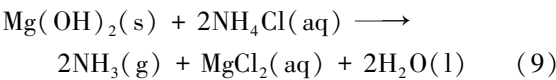
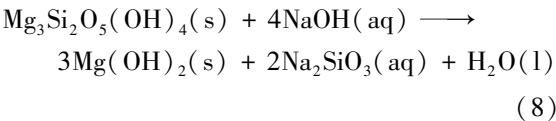
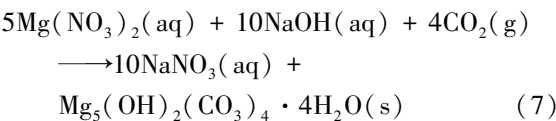
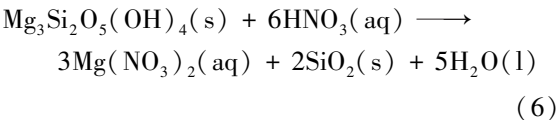
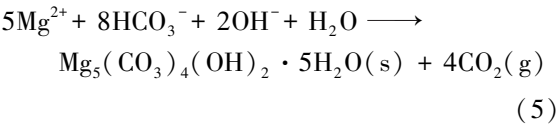
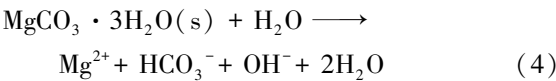
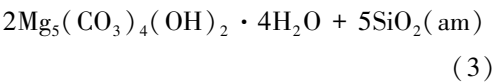


图 10 实验样品的 XRD 谱: (a) 藻类诱导结晶形成球碳镁石矿物; (b) 人为提高班戈错Ⅲ湖湖水 Mg²⁺ 浓度后仅有三水菱镁矿物结晶形成

Fig. 10 XRD spectrum of the experimental samples: (a) algae induced crystallization to form dypingite minerals; (b) only nesquehonite minerals crystal formation when the concentration of Mg²⁺ in the Ⅲ Lake in Bangor Lake, Xizang, was increased artificially



Xiong Yongliang 等(2008)发现水菱镁矿能够在 $\text{MgO}-\text{CO}_2-\text{H}_2\text{O}$ 体系的不同 CO_2 分压($10^{-3.4}$ 个标准大气压和 0.05 个标准大气压)和离子强度(5.30 mol/L 和 7.12 mol/L)条件下由水镁石转变形成(式 12),Zhang Zhiping 等(2006)发现三水菱镁矿在低于 55℃ 和较低 pH 值条件下结晶形成,Cheng Wenting 等(2010b)发现三水菱镁矿能够在 15~35℃ 的 $\text{MgCl}_2-\text{Na}_2\text{CO}_3$ (过饱和指数 1.06~1.48)体

系中结晶生长,并且温度和过饱和度越高,诱导时间则越短,而水菱镁矿在大气 CO_2 分压小于等于 1 个标准大气压时比三水菱镁矿更稳定(Königsberger et al., 1999)。Hänchen 等(2008)发现在 $\text{H}_2\text{O}-\text{CO}_2-\text{Na}_2\text{CO}_3-\text{MgCl}_2$ 体系中,在 25℃ 和 CO_2 分压为 1 bar 时,仅能结晶形成三水碳酸镁矿物,当体系温度超过 50℃ 时(50~72℃),三水菱镁矿就会转变成水菱镁矿;在 120℃ 和 CO_2 分压为 3 bar 的条件下能够结晶形成水菱镁矿矿物,并在 5~15 h 后转变成菱镁矿,而当 CO_2 分压提高到 100 bar 时,则能够直接形成菱镁矿矿物,并且水菱镁矿也会在几小时内转变成菱镁矿矿物。Hariharan 等(2017)发现 CO_2 溶解速率显著影响水菱镁矿的结晶沉淀速率,但是,Abu Fara 等(2019)发现 CO_2 溶解量过高会降低水菱镁矿产率,额外生成菱镁矿矿物(图 11)。

Wang Daoguang 等(2012)发现在 $\text{MgCl}_2-\text{CO}_2-\text{NH}_3-\text{H}_2\text{O}$ 体系中,20~40℃ 结晶形成三水菱镁矿,在 45~90℃ 时,三水菱镁矿将会转变并形成水菱镁矿矿物,当体系 pH 值上升时,相应的转变温度也会有所降低。Wang Junfeng 等(2012)发现在 $\text{MgCl}_2-\text{Na}_2\text{CO}_3-\text{NaOH}-\text{H}_2\text{O}$ 体系中,温度上升不仅影响结晶矿物的类型,同时还会影响结晶矿物的形貌和尺寸。25~35℃ 时,结晶形成针尖状三水菱镁矿,温度上升至 40℃,矿物呈不规则形状,当温度上升至 50℃ 时,球形矿物开始出现,在温度逐渐上升至 90℃ 期间,水菱镁矿和球碳镁石均有形成,玫瑰花状的水菱镁矿球形晶体不仅数量越来越多,同时尺寸也越来越大。当温度超过 52℃ 时,三水菱镁矿将会加速向水菱镁矿发生转变,过程中会生成一系列的中间矿物,其中球碳镁石可能是三水菱镁矿向水菱镁矿转变而生成的一种中间矿物(Davies et al., 1973; Hopkinson et al., 2008)。Wang Daoguang 等(2012)和 Wang Junfeng 等(2012)发现

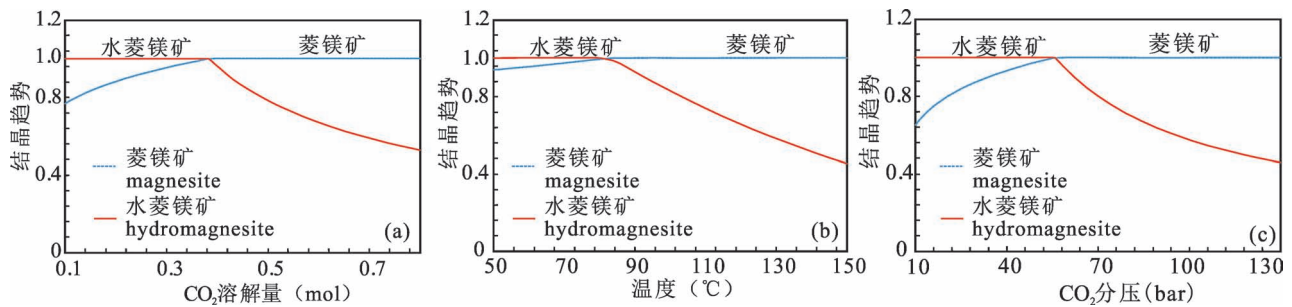
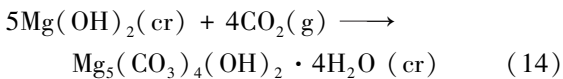
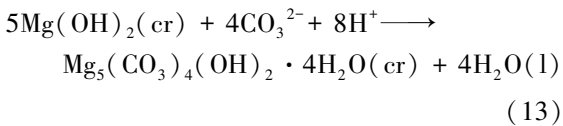


图 11 不同含镁碳酸盐矿物相的热力学模型(修改自 Abu Fara et al., 2019)

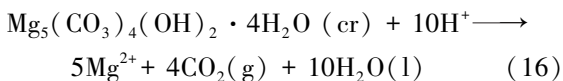
Fig. 11 Thermodynamic models of different Mg-containing carbonate mineral phases (Modified from Abu Fara et al., 2019)

水菱镁矿在 80℃ 和 90℃ 结晶形成的晶体特征差异不明显; Cheng Wenting 等(2010a)发现在 $\text{MgCl}_2\text{—Na}_2\text{CO}_3$ 体系中,水菱镁矿在 90℃ 条件下结晶晶型最好,粒度分布区间最为集中。此外,体系过饱和程度对结晶矿物的晶体特性也有明显作用,在高过饱和度和度情况下,晶体成核速率大于生长速率,难以形成大颗粒晶体,较低的过饱和度有利于结晶形成大颗粒晶体(Cheng Wenting et al., 2010a; Wang Daoguang et al., 2012; Wang Junfeng et al., 2012)。当然,更长的反应时间意味着体系过饱和度降低和悬浮液密度提高,此时更多晶面参与成核生长也能够得到更大粒度的晶体(Wang Junfeng et al., 2012)。

溶度积大小能够直观反应难溶电解质的溶解能力,也是判断溶液是否达到过饱和的重要参考因素。实验方法是测定水菱镁矿溶度积的手段之一, Gautier 等(2014)通过实验计算得到水菱镁矿的溶度积在 25℃ 时为 $10^{-37.08\pm0.5}$, 在 50℃ 时为 $10^{-38.90\pm0.54}$, 其中 Xiong Yongliang(2017)认为 Gautier 等(2014)忽略了水菱镁矿与水镁石的同步平衡问题(式 13 或 14), 并经重新计算后认为水菱镁矿的溶度积在 25℃ 时为 $10^{-39.55\pm1.33}$ 。Cheng Wenting 等(2010a)通过实验发现水菱镁矿的溶度积在 25℃ 时为 $10^{-31.9}$, 在 50℃ 时为 $10^{-33.4}$, 并使用新的经验参数(式 15)对水菱镁矿的溶度积进行重新计算发现, 计算结果与实验结果十分吻合(在 25℃ 时为 $10^{-31.9}$, 在 50℃ 时为 $10^{-33.5}$)。同时, Xiong Yongliang(2011)通过实验研究发现天然水菱镁矿的溶解度低于合成水菱镁矿的溶解度(式 16), 认为这是由于天然水菱镁矿比合成水菱镁矿有着更高的结晶度导致。



$$\lg K_{\text{sp}} = -3746.96 + 417668 / (T/\text{K}) + 10.9925T/\text{K} - 0.01085(T/\text{K})^2 \quad (15)$$



由于不同碳酸盐矿物的物质组成和结晶动力学特征不尽相同, 因此在同一体系不同阶段能够结晶形成不同的碳酸盐矿物。溶液饱和度、温度和压力等因素共同影响矿物结晶过程, 尽管通过实验方法证明水菱镁矿具备较小的溶度积常数, 理论上溶液

体系容易达到过饱和条件, 但是温度、压力和溶液 pH 值等因素同样能够影响矿物结晶的动力学过程, 扩散作用和表面反应机理的差异直接影响矿物的转化过程以及结晶矿物的类型。前人无机实验结果证明水菱镁矿能够在较高温度和压力的过饱和溶液中形成, 同时镁橄榄石、三水菱镁矿或蛇纹石等含镁硅酸盐或碳酸盐矿物也能够转变成水菱镁矿矿物, 说明水菱镁矿能够在仅受物理化学条件控制下结晶形成, 但是实验室的制备条件明显高于西藏班戈错的气候与水文条件, 意味着西藏班戈错水菱镁矿的结晶过程同时还受到其他因素影响。

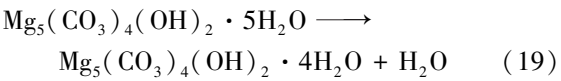
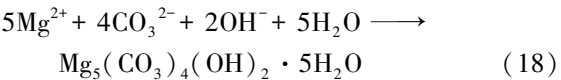
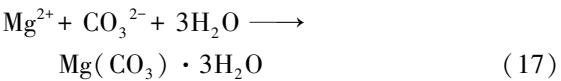
余疆江等(2016)利用班戈错湖水开展的自然蒸发实验结果表明, 以芒硝和无水芒硝为主的钠盐和硫酸盐将会优先达到饱和并析出沉淀, 随后石盐、氯碳钠镁石、碳酸钠矾和天然碱等矿物将会先后依次饱和和沉淀析出。在整个自然蒸发实验中尚未检测分析到有水菱镁矿矿物出现, 而这一实验结果与班戈错水菱镁矿大规模沉积且正在生长形成的事实相矛盾。造成这一结果的原因可能是由于班戈错湖水水化学条件(包括水体饱和度和 Mg/Ca 值以及水温等因素)不利于水菱镁矿直接结晶沉淀, 也可能是由于实验过程中水菱镁矿矿物结晶太少或取样不全面而导致最终未被检测到。因此, 再结合现场调查发现: 班戈错新生水菱镁矿呈圆丘状在近湖岸阶地上生长, 同时新生水菱镁矿下部底泥中有藻类存在, 以及湖区内水菱镁矿主矿体呈层状、长条状沿湖岸断续分布, 矿体纯净且成层性较为明显, 近湖岸和湖边小水沟近矿体附近也均有藻类生长繁殖。因此, 如果水菱镁矿能够在湖水蒸发浓缩作用过程中不断沉积形成, 则主矿体应当沿湖岸呈层状大范围连续分布, 同时受风蚀搬运等外力作用的影响, 矿体通常应该与硼砂、芒硝或其他碎屑沉积物相混合, 单一纯净的水菱镁矿矿体应该较难形成, 而这一认识与班戈错水菱镁矿的实际赋存情况存在较大差异。因此, 受物理化学条件控制的蒸发沉积成因可能不是现阶段班戈错水菱镁矿结晶沉淀的主要过程。

3.2 藻类成矿作用研究

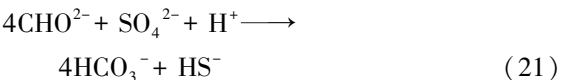
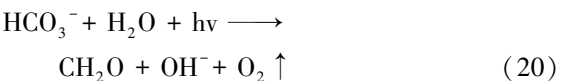
叶连俊等(1998)对生物成矿作用的标志、过程、环境和背景进行了系统研究, 肯定了生物作用在矿物结晶过程中发挥的重要作用, 强调生物作用与物理作用和化学作用同为表生带三大地质作用, 生物作用同样也是一直存在且随时都在发生的一类地质作用。近年来随着人们对生物成矿作用的深入研究, 尤其是利用藻类微生物制备 CaCO_3 的相关研究

理论愈发成熟,表明藻类生物成矿作用确实存在。不同微生物由于细胞结构和代谢过程等生命活动特征不尽相同,因此在成矿过程中发挥着不尽相同的作用。藻类光合作用被认为对早期地球环境的改变发挥着重要作用,不仅生命力顽强,能够适应极端气候环境,同时在其生命活动过程中能够显著改变周围水体环境,进而影响其中矿物的结晶生长过程。因此,以藻类为代表的微生物成矿作用成为探讨班戈错水菱镁矿成因的又一可能途径。

Power 等(2014)对加拿大 Atlin 地区的四类沉积环境(湿地、草地、局部矿丘和以水菱镁矿为主的组合型矿丘)研究发现,沉积环境的转变能够直接影响沉积矿物的类型。当补给水源从地表淡水(如冰川融水)向碱性地下水转变时,沉积矿物由硅质碎屑岩向碳酸盐岩转变,同时毛细作用使得富 Mg^{2+} 碱性地下水体上升,蒸发作用将会进一步促进三水菱镁矿等含镁碳酸盐矿物出现沉积(式 17)。而受底栖藻席(鞘丝藻, *Lyngbya* sp.) 诱导则能够直接形成球碳镁石矿物(Dypingite, $Mg_5(CO_3)_4(OH)_2 \cdot 5H_2O$; 式 18), 当该矿物出露水面形成组合型矿丘时,进一步脱水就能形成水菱镁矿矿物(Power et al., 2007; 式 19)。



藻类等微生物活动能够在蒸发浓缩水体中创造出有利的水化学环境并进一步促进碳酸盐矿物沉积(Power et al., 2009)。蓝藻在水体中进行光合作用能够消耗碳酸氢盐,形成并释放出氢氧根离子,从而进一步提高水体的 pH 值(Thompson et al., 1990; Pentecost, 1995; Riding, 2006; 式 20)。硫酸盐还原菌(Sulfate Reducing Bacteria, SRB)能够导致局部富集碳酸氢盐,同时硫酸盐矿物沉淀也会引起体系 pH 值升高(Lith et al., 2003a, b; 式 21)。硅藻则能够显著降低水体中 Si^{4+} 的浓度而使得硅酸镁矿物难以形成(Power et al., 2007, 2009), 因此,硅藻的存在也使得非碳酸盐矿物沉积消耗 Mg^{2+} 的情况更少见,这也进一步促进了水菱镁矿等含镁碳酸盐矿物的形成。



Power 等(2007)利用加拿大 Atlin 地区西南部湿地水体、地下水和底栖藻类开展的原位和室内模拟实验结果表明,水体在自然蒸发浓缩情况下仅仅能够沉淀形成三水菱镁矿,而通过丝状蓝藻诱导则能够沉淀形成球碳镁石矿物。同时,在额外添加营养盐($NaNO_3$ 和 K_2HPO_4) 的情况下,藻类生物量不仅显著上升,同时体系 pH 值上升速率也更快,幅度更大,且 Mg^{2+} 和 Si^{4+} 浓度下降速率也更快,幅度更大,说明蓝藻在诱导形成该地区含镁碳酸盐矿物的过程中发挥着促进作用,结合当地水菱镁矿以组合型矿丘的形式出露水面(图 3c,d),能够反映出水菱镁矿的生物成矿过程(即藻类首先诱导形成球碳镁石矿物,然后逐渐堆积并出露水面,此时沉积环境的改变使得球碳镁石矿物进一步脱水并最终形成水菱镁矿矿物,单个水菱镁矿矿丘相互合并,逐渐扩张,最终演变为目前的组合型水菱镁矿矿丘)。与 Atlin 地区类似,尽管加拿大 Salda 湖 Mg^{2+} 浓度更低(大约 $200 \mu g/g$),但是 Braithwaite 等(1996)认为硅藻和蓝藻等微生物依然能够在相对不饱和水体中形成水菱镁矿,并且通过调查发现,Salda 湖的水菱镁矿与湖水蒸发浓缩作用没有直接关系,当地缺乏热泉补给,在湖水温度比地表补给水温度还要高的情况下,外来热液不足以使水菱镁矿发生沉积,因此,当地硅藻和蓝藻等微生物与水菱镁矿的沉积过程密切相关。

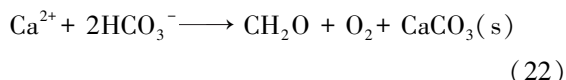
西藏班戈错湖水和加拿大 Atlin 地表水体、土耳其 Salda 湖湖水虽同为碱性水体($pH > 8$),但是包括班戈错在内的多数西藏盐湖都具有海拔高、气温低和矿化度高等特点,沉积环境的差异对藻类等微生物的生命活动过程和碳酸盐岩的结晶过程都有显著影响。本文利用班戈错Ⅲ湖湖水及其藻类开展的室内模拟实验结果表明,藻类在接种后的一段时间内处于延缓期,生长繁殖缓慢。此后在光照和温度适宜的情况下,氮磷营养元素含量过低将会是限制藻类生长繁殖的重要因素。通气能够增加 CO_2 溶解量并促进体系内藻液上下循环,但是过快的通气速率同样可能造成藻细胞破裂,导致部分藻类出现死亡。适宜的生长条件将会明显促进藻类生物量上升,直观表现为藻液和团块状藻类变绿增多,此时光合作用效率更高,体系 pH 值上升也更快。在藻类生物量明显上升之前,实验组 BGC-06 适量添加 $16g MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 后的一周时间内,仍然尚未见有矿物结晶析出,或者矿物结晶析出速率过于缓慢而尚未

观察到。同时,过量提高班戈错Ⅲ湖湖水 Mg^{2+} 浓度则将会直接结晶形成三水菱镁矿矿物,不会或难以直接结晶形成球碳镁石或水菱镁矿矿物(图 10b)。继续补加 22g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 的情况下,同时额外添加 N、P 营养元素后,继续培养一周,培养体系内藻类生物量开始明显上升的同时,随后在内壁四周和底部的藻类网状节点处以及团块状藻类内部,均相继出现有球碳镁石矿物(图 8, 图 10a)。镜下观察发现,结晶矿物密集覆盖丝状藻类生长,二者难以分开(图 9)。因此,对比实验与模拟实验结果表明,西藏班戈错Ⅲ湖藻类生物成矿作用与当地水菱镁矿的结晶过程密切相关,在其生命活动过程中不仅能够提高水体的 pH 值,同时也能诱导形成球碳镁石矿物,该矿物出露水面后进一步脱水即可形成水菱镁矿。

按照生物矿化作用与生命物质的关系,生物矿化作用分为生物诱导矿化作用和生物控制矿化作用(戴永定等, 1994)。前者指生物生命活动对周围环境的改变而引发的矿化作用,属于间接成矿作用,后者指由生物生命活动引起,并在生物控制下有机物质的矿化作用,属于直接成矿作用,生物从空间、构造和化学三方面控制矿化作用。

尽管 Martinez 等(2016)通过实验模拟证实蓝藻具备诱导 $CaCO_3$ 结晶沉淀的能力(式 22),但是关于生物成矿作用的机理依然不清楚,还有待于进一步研究。Schultze-Lam 等(1996)认为生物矿化的机理主要表现在其细胞壁表面具有大量间隔规则且化学成分相同的成核位点(例如羧基或氨基酸官能团等,式 23),以及表面具有净负电荷特征而能够吸引 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 等阳离子浓缩聚集,而这些阳离子又能够吸引 CO_3^{2-} 或 HCO_3^- 等阴离子而形成碳酸盐岩。因此,认为微生物细胞壁表面是碳酸盐矿物成核生长的理想场所。相反, Martinez 等(2008, 2010)发现活性蓝藻细胞在碱性水体中存在表面正 ZETA 电位,而这主要受代谢过程和细胞结构控制。即使在方解石饱和溶液中,活性蓝藻细胞仍然能够吸收光合作用所需的 HCO_3^- 和营养盐。同时也发现,活性蓝藻细胞存在能够避免碳酸盐矿物在其表面发生沉淀的机制,活性蓝藻细胞本身不提供矿物成核生长的场所。聚球藻(*Synechococcus* sp.)和浮丝藻(*Planktothrix* sp.)能够促进 $CaCO_3$ 结晶沉淀的原因可能与活性蓝藻细胞光合作用消耗 HCO_3^- 提高水体 pH 值,进而导致 $CaCO_3$ 过饱和沉淀有关,也可能与死亡的表面带负电荷的蓝藻细胞对金属阳离子的吸

附结合有关。



由于不同藻类细胞结构和代谢方式存在差异,因此不同种属藻类的成矿作用机制也可能有所不同。在额外补充氮磷和镁并随后结晶成矿的 BGC-06 实验组中,尽管球碳镁石等碳酸盐矿物相继在藻类网状节点和团块状藻类内部结晶成矿,但是随着培养过程的不断持续,藻类逐渐被白色结晶矿物覆盖,藻液颜色由绿色逐渐向浅绿色、灰白色转变,并且水体腐臭味逐渐变浓,表明藻类在这一过程中相继出现死亡。有关藻类死亡与矿物结晶沉淀的关系,可能是由于藻类死亡后细胞表面电位发生变化,对 Mg^{2+} 等阳离子的吸引促进球碳镁石等矿物在死亡藻类细胞表面结晶成矿(Martinez et al., 2008, 2010);也可能是由于藻类代谢过程中释放 EPS 吸引 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 等阳离子,从而导致球碳镁石等碳酸盐矿物结晶形成(Cangemi et al., 2016; Chagas et al., 2016);或者由于藻类光合作用消耗 HCO_3^- 释放出 OH^- (式 20),促进局部水体达到过饱和条件而析出碳酸盐矿物(Arp et al., 2001; Chagas et al., 2016)。因此,没有额外添加 Mg^{2+} 的其余 5 组(BGC-01、BGC-02、BGC-03、BGC-04、BGC-05)在实验期间尚未观察到有明显矿物结晶析出的原因,可能是由于培养时间较短或实验期间体系内较低的藻类生物量对体系水化学条件改变的程度不够明显而导致,继续培养仍有可能结晶形成含镁碳酸盐矿物。

尽管受物理化学条件控制的沉积成岩过程十分普遍,但是生物作用与碳酸盐矿物之间的相互关系同样不能忽略(Renaut, 1993; Last et al., 2012; Cangemi et al., 2016)。模拟成矿实验证实西藏班戈错水菱镁矿的结晶沉淀过程与藻类成矿作用密切相关,但是藻类成矿作用的具体分子机制仍不清楚,还需要分子生物学、微生物学和化学等学科知识共同参与研究。并且,深入研究藻类成矿作用与水菱镁矿结晶沉淀的相互关系,不仅有助于丰富相关碳酸盐矿物的成因理论,同时水菱镁矿的生物成矿过程也是一个典型的固碳过程,藻类生物固碳作用在碳中和领域也会有十分广阔的应用前景。

4 结论

(1) 西藏班戈错水菱镁矿质地纯净且成层性较好,主要沿湖岸阶地呈层状或长条状断续分布。单

个圆丘状新生水菱镁矿在周边阶地上不断生长扩大,相互合并后形成长条状水菱镁矿矿脉,新生水菱镁矿底泥和班戈错湖水、周边小水沟中均有藻类生长繁殖。

(2)前人在 $\text{Na}_2\text{CO}_3\text{—MgCl}_2\text{—CO}_2\text{—H}_2\text{O}$ 、 $\text{MgCl}_2\text{—Na}_2\text{CO}_3\text{—NaOH—H}_2\text{O}$ 或 $\text{MgCl}_2\text{—CO}_2\text{—NH}_3\text{—H}_2\text{O}$ 等不同体系的不同温度(25~120℃)、 CO_2 分压(1~100 bar)和过饱和度条件下成功制备出水菱镁矿矿物,证实了水菱镁矿的无机成因理论,但是室内制备条件明显高于西藏班戈错的气候和人文条件,原位蒸发实验结果同样表明,现阶段班戈错湖水通过自然蒸发结晶难以形成水菱镁矿矿物,但这一认识又与班戈错周边阶地上正在形成的水菱镁矿现象相矛盾,蒸发沉积成因理论无法较好地解释班戈错水菱镁矿的形成过程。

(3)前人发现土耳其 Salda 湖和加拿大 Atlin 地区的水菱镁矿与富镁微咸水环境中藻类诱导成矿作用有关,本文利用班戈错湖水和藻类开展的室内模拟实验结果同样表明,部分藻类不仅能够在班戈错高浓度卤水中生长繁殖,提升水体 pH 值,同时还具备诱导形成球碳镁石等碳酸盐矿物的能力,该矿物进一步脱水即有可能转变成水菱镁矿矿物,而班戈错湖水单独添加过量 Mg^{2+} 也仅能结晶形成三水菱镁矿矿物,表明班戈错水菱镁矿的结晶过程与藻类生物成矿作用密切相关。但是其中有关球碳镁石向水菱镁矿转变的具体条件以及藻类生物成矿作用的具体分子机制仍不清楚,还有待于进一步研究。

致谢:本文藻类种属鉴定工作得到了中国科学院南海海洋所马骁博士、夏晓敏研究员的帮助,审稿专家和责任编辑对本文提出了宝贵的修改意见和建议,在此一并表示衷心的感谢!

参 考 文 献 / References

(The literature whose publishing year followed by a “&” is in Chinese with English abstract; The literature whose publishing year followed by a “#” is in Chinese without English abstract)

戴永定, 吴浩若, 傅瑜, 张维, 王家珍, 杨万容, 冯儒林, 杜乃正. 1994. 生物矿物学. 北京: 石油工业出版社: 72~87.

郭如新. 2011. 镁质阻燃剂的现状与前景. 塑料助剂, (2): 1~6.

郭如新. 2012. 水菱镁石-斜方云石镁质阻燃剂近况. 塑料助剂, (1): 10~14.

胡庆福, 宋丽英, 胡晓湘. 2005. 水菱镁石开发与利用. 无机盐工业, 37(11): 48~50.

吕鹏, 曲永贵, 李庆武, 王洪双. 2003. 藏北地区色林错、班戈错湖盆扩张及现代裂隙陷活动. 吉林地质, 22(2): 15~19.

苏馨, 代淑娟, 郝悦, 韩宏涛, 余鑫. 2019. 水菱镁石制备轻烧氧化镁的热选工艺研究. 非金属材料, 42(6): 23~25.

田海山. 2017. 西藏水菱镁矿矿物特性及改性与应用性能研究. 导师: 郑水林. 北京: 中国矿业大学博士学位论文: 1~95.

王秀璋, 徐学炎. 1965. 我国发现的水菱镁矿特征及其成因的探讨. 地质科学, (4): 374~382.

吴良士, 白鸽, 袁忠信. 2007. 矿产原料手册. 北京: 化学工业出版社: 56~57.

吴珍汉, 赵珍, 叶培盛, 季长军. 2016. 青藏高原中部色林错—伦坡拉逆冲推覆构造系统. 地球学报, 37(4): 441~448.

严润娥, 夏正楷. 1987. 山西大同盆地更新世地层中水菱镁矿沉积及其形成环境的探讨. 北京大学学报(自然科学版), (2): 98~110.

叶连俊, 李任伟, 刘志礼, 李菊英, 尹磊明, 陈其英, 唐天福, 王东安, 陈瑞君, 范德廉, 陈志明, 刘文均, 李忠, 王忠诚, 蔡克勤, 卢家烂, 李雅芹. 1998. 生物有机质成矿作用和成矿背景. 北京: 海洋出版社.

于建华. 2014. 微藻的培养理论及技术应用. 内蒙古: 内蒙古科学技术出版社: 51~106.

余疆江, 郑绵平, 伍倩, 王云生, 乜贞, 卜令忠. 2015. 西藏杜佳里盐湖湖水的自然蒸发及析盐规律. 化工进展, 34(12): 4172~4178.

余疆江, 郑绵平, 伍倩, 王云生, 乜贞, 卜令忠. 2016. 西藏班戈湖淡化湖水的自然蒸发和析盐规律. 科技导报, 34(5): 60~66.

赵光通, 都永生, 魏海成, 文怀军, 李斌凯, 高东林, 张岩. 2018. 班戈错盐湖古湖岸堤石英光释光年代学及其古环境指示意义研究. 盐湖研究, 26(3): 26~34.

赵文, 殷旭旺, 张鹏, 魏杰. 2010. 中国盐湖生态学. 北京: 科学出版社: 94~135.

赵希涛, 赵元艺, 郑绵平, 马志邦, 曹建科, 李明慧. 2011. 班戈错晚第四纪湖泊发育、湖面变化与藏北高原东南部末次大湖期湖泊演化. 地球学报, 32(1): 13~26.

郑绵平, 向军, 魏新俊, 郑元. 1989. 青藏高原盐湖. 北京: 北京科学技术出版社: 112~191.

郑喜玉, 杨绍修. 1983. 西藏盐湖成分及其成因探讨. 海洋与湖沼, 14(4): 342~352.

郑喜玉, 张明刚, 徐昶, 李秉孝. 2002. 中国盐湖志. 北京: 科学出版社.

Abu Fara A, Rayson M R, Brent G F, Oliver T K, Stockenhuber M, Kennedy E M. 2019. Formation of magnesite and hydromagnesite from direct aqueous carbonation of thermally activated lizardite. Environmental Progress & Sustainable Energy, 38: e13244.

Alderman A R. 1965. Dolomitic sediments and their environment in the South-East of South Australia. Geochimica et Cosmochimica Acta, 29(12): 1355~1365.

Arp G, Reimer A, Reitner J. 2001. Photosynthesis-induced biofilm calcification and calcium concentrations in phanerozoic oceans. Science, 292(5522): 1701~1704.

Berninger U N, Jordan G, Schott J, Oelkers E H. 2014. The experimental determination of hydromagnesite precipitation rates at 22.5~75℃. Mineralogical Magazine, 78(6): 1405~1416.

Braithwaite C J R, Zedef V. 1996. Hydromagnesite stromatolites and sediments in an alkaline lake, Salda Golu, Turkey. Journal of Sedimentary Research, 66(5): 991~1002.

Cangemi M, Censi P, Reimer A, D'Alessandro W, Hause-Reitner D, Madonia P, Oliveri Y, Pecoraino G, Reitner J. 2016. Carbonate precipitation in the alkaline lake Specchio di Venere (Pantelleria Island, Italy) and the possible role of microbial mats. Applied Geochemistry, 67: 168~176.

Chagas A A P, Webb G E, Burne R V, Southam G. 2016. Modern

- lacustrine microbialites: Towards a synthesis of aqueous and carbonate geochemistry and mineralogy. *Earth-Science Reviews*, 162: 338~363.
- Cheng Wenting, Li Zhibao. 2010a. Controlled Supersaturation Precipitation of Hydromagnesite for the $\text{MgCl}_2\text{—Na}_2\text{CO}_3$ System at Elevated Temperatures: Chemical Modeling and Experiment. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 49(4): 1964~1974.
- Cheng Wenting, Li Zhibao. 2010b. Nucleation kinetics of nesquehonite ($\text{MgCO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) in the $\text{MgCl}_2\text{—Na}_2\text{CO}_3$ system. *Journal of Crystal Growth*, 312: 1563~1571.
- Coshell L, Rosen M R, Mcnamara K J. 1998. Hydromagnesite replacement of biomineralized aragonite in a new location of Holocene stromatolites, Lake Walyungup, Western Australia. *Sedimentology*, 45(6): 1005~1018.
- Dai Yongding, Wu Haoruo, Fu Yu, Zhang Wei, Wang Jiazhen, Yang Wanrong, Feng Rulin, Du Naizheng. 1994#. *Biomining*. Beijing: Petroleum Industry Press: 72~87.
- Davies P J, Bubela B. 1973. The transformation of nesquehonite into hydromagnesite. *Chemical Geology*, 12(4): 289~300.
- Gautier Q, Bénézet P, Mavromatis V, Schott J. 2014. Hydromagnesite solubility product and growth kinetics in aqueous solution from 25 to 75°C. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 138: 1~20.
- Gérard E, De Goeys S, Hugoni M, Agoué H, Richard L, Milesi V, Guyot F, Lecourt L, Borensztajn S, Joseph M, Leclerc T, Sarazin G, Jézéquel D, Leboulanger C, Ader M. 2018. Key Role of Alphaproteobacteria and Cyanobacteria in the Formation of Stromatolites of Lake Dziani Dzaha (Mayotte, Western Indian Ocean). *Frontiers in Microbiology*, 9: 796~816.
- Goto A, Arakawa H, Morinaga H, Sakiyama T. 2003. The occurrence of hydromagnesite in bottom sediments from Lake Siling, central Tibet: implications for the correlation among $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{13}\text{C}$ and particle density. *Journal of Asian Earth Sciences*, 21(9): 979~988.
- Guo Ruxin. 2011#. *Current status and prospect of magnesian flame retardants*. *Plastics Additives*, (2): 1~6.
- Guo Ruxin. 2012#. *Current Status of Hydromagnesite - huntite magnesian Flame retardants*. *Plastics Additives*, (1): 10~14.
- Hänchen M, Prigiobbe V, Baciocchi R, Mazzotti M. 2008. Precipitation in the Mg-carbonate system—effects of temperature and CO_2 pressure. *Chemical Engineering Science*, 63(4): 1012~1028.
- Hariharan S, Mazzotti M. 2017. Growth kinetics of synthetic hydromagnesite at 90 °C. *Crystal Growth & Design*, 17(1): 317~327.
- Hopkinson L, Rutt K, Cressey G. 2008. The transformation of nesquehonite to hydromagnesite in the system $\text{CaO—MgO—H}_2\text{O—CO}_2$: An experimental spectroscopic study. *The Journal of Geology*, 116(4): 387~400.
- Hu Qingfu, Song Liying, Hu Xiaoxiang. 2005#. *Study on exploitation and utilization of basimagnesite*. *Inorganic Chemicals Industry*, 37(11): 48~50.
- Königsberger E, Königsberger L, Gamsjäger H. 1999. Low-temperature thermodynamic model for the system $\text{Na}_2\text{CO}_3\text{—MgCO}_3\text{—CaCO}_3\text{—H}_2\text{O}$. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63(19): 3105~3119.
- Last F M, Last W M. 2012. Lacustrine carbonates of the northern Great Plains of Canada. *Sedimentary Geology*, 277~278: 1~31.
- Lin Yongjie, Zheng Mianping, Ye Chuanyong, Power I M. 2017a. Trace and rare earth element geochemistry of Holocene hydromagnesite from Dujiali Lake, central Qinghai—Tibetan Plateau, China. *Carbonates and Evaporites*, 34: 1265~1279.
- Lin Yongjie, Zheng Mianping, Ye Chuanyong, Power I M. 2018. Thermogravimetric analysis—mass spectrometry (TGA-MS) of hydromagnesite from Dujiali Lake in Tibet, China. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 133: 1429~1437.
- Lin Yongjie, Zheng Mianping, Ye Chuanyong, Power I M. 2019. Rare earth element and strontium isotope geochemistry in Dujiali Lake, central Qinghai—Tibet Plateau, China: Implications for the origin of hydromagnesite deposits. *Geochemistry*, 79(2): 337~346.
- Lin Yongjie, Zheng Mianping, Ye Chuanyong. 2017b. Hydromagnesite precipitation in the Alkaline Lake Dujiali, central Qinghai—Tibetan Plateau: Constraints on hydromagnesite precipitation from hydrochemistry and stable isotopes. *Applied Geochemistry*, 78: 139~148.
- Lith Y V, Warthmann R, Vasconcelos C, Mckenzie J A. 2003a. Microbial fossilization in carbonate sediments: a result of the bacterial surface involvement in dolomite precipitation. *Sedimentology*, 50(2): 237~245.
- Lith Y V, Warthmann R, Vasconcelos C, Mckenzie J A. 2003b. Sulphate-reducing bacteria induce low-temperature Ca-dolomite and high Mg-calcite formation. *Geobiology*, 1(1): 71~79.
- Lü Peng, Qu Yonggui, Li Qingwu, Wang Hongshuang. 2003#. *Shelincuo and Bangequo extensional lake basins in the northern part of Tibet and present chasmic activities*. *Jilin Geology*, 22(2): 15~19.
- Martinez R E, Gardés E, Pokrovsky O S, Schott J, Oelkers E H. 2010. Do photosynthetic bacteria have a protective mechanism against carbonate precipitation at their surfaces? *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(4): 1329~1337.
- Martinez R E, Pokrovsky O S, Schott J, Oelkers E H. 2008. Surface charge and zeta-potential of metabolically active and dead cyanobacteria. *Journal of Colloid and Interface Science*, 323(2): 317~325.
- Martinez R E, Weber S, Grimm C. 2016. Effects of freshwater *Synechococcus* sp. cyanobacteria pH buffering on CaCO_3 precipitation: Implications for CO_2 sequestration. *Applied Geochemistry*, 75: 76~89.
- Oelkers E H, Berninger U, Pérez-Fernández A, Chmieleff J, Mavromatis V. 2018. The temporal evolution of magnesium isotope fractionation during hydromagnesite dissolution, precipitation, and at equilibrium. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 226: 36~49.
- Pentecost A. 1995. Significance of the biomineralizing microniche in a lyngbya (Cyanobacterium) travertine. *Geomicrobiology Journal*, 13: 213~222.
- Power I M, Wilson S A, Harrison A L, Dipple G M, Mccutcheon J, Southam G, Kenward P A. 2014. A depositional model for hydromagnesite—magnesite playas near Atlin, British Columbia, Canada. *Sedimentology*, 61(6): 1701~1733.
- Power I M, Wilson S A, Thom J M, Dipple G M, Gabites J E, Southam G. 2009. The hydromagnesite playas of Atlin, British Columbia, Canada: A biogeochemical model for CO_2 sequestration. *Chemical Geology*, 260(3~4): 286~300.
- Power I M, Wilson S A, Thom J M, Dipple G M, Southam G. 2007. Biologically induced mineralization of dypingite by cyanobacteria from an alkaline wetland near Atlin, British Columbia, Canada. *Geochemical Transactions*, 8(13): 1~16.
- Renaut R W. 1993. Morphology, distribution and preservation potential of microbial mats in the hydromagnesite—magnesite playas of the Cariboo Plateau, British Columbia, Canada. *Hydrobiologia*, 267:

75~98.

Riding R. 2006. Cyanobacterial calcification, carbon dioxide concentrating mechanisms, and Proterozoic—Cambrian changes in atmospheric composition. *Geobiology*, 4(4): 299~316.

Schultze-Lam S, Fortin D, Davis B S, Beveridge T J. 1996. Mineralization of bacterial surfaces. *Chemical Geology*, 132(1~4): 171~181.

Su Xin, Dai Shujuan, Xi Yue, Han Hongtao, Yu Xin. 2019#. Heat-dress study on the preparation of light-burned MgO from hydromagnesite. *Non-Metallic Mines*, 42(6): 23~25.

Teir S, Eloneva S, Fogelholm C, Zevenhoven R. 2009. Fixation of carbon dioxide by producing hydromagnesite from serpentinite. *Applied Energy*, 86(2): 214~218.

Thompson J B, Ferris F G. 1990. Cyanobacterial precipitation of gypsum, calcite, and magnesite from natural alkaline lake water. *Geology*, 18(10): 995~998.

Tian Haishan. 2017#. Study on the mineralogical characteristics and modification as well as application of the Tibet hydromagnesite. Tutor: Zheng Shuilin. Beijing: Doctoral dissertation of China University of Mining and Technology: 1~95.

Wang Daoguang, Li Zhibao. 2012. Gas—liquid reactive crystallization kinetics of hydromagnesite in the $MgCl_2—CO_2—NH_3—H_2O$ system: Its potential in CO_2 sequestration. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 51(50): 16299~16310.

Wang Junfeng, Li Zhibao. 2012. Crystallization and agglomeration kinetics of hydromagnesite in the reactive system $MgCl_2—Na_2CO_3—NaOH—H_2O$. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 51(23): 7874~7883.

Wang Xiuzhang, Xu Xueyan. 1965#. On the mineralogical properties and origin of hydromagnesite from China. *Scientia Geologica Sinica*, (4): 374~382.

Wu Liangshi, Bai Ge, Yuan Zhongxin. 2007#. Kuangchan Yuanliao Shouce. Beijing: Chemical Industry Press: 56~57.

Wu Zhenhan, Zhao Zhen, Ye Peisheng, Ji Changjun. 2016#. The Siling Co—Lunpola thrust systems in the central Tibetan plateau. *Acta Geoscientica Sinica*, 37(4): 441~448.

Xiong Yongliang, Lord A S. 2008. Experimental investigations of the reaction path in the $MgO—CO_2—H_2O$ system in solutions with various ionic strengths, and their applications to nuclear waste isolation. *Applied Geochemistry*, 23(6): 1634~1659.

Xiong Yongliang. 2011. Experimental determination of solubility constant of hydromagnesite (5424) in NaCl solutions up to 4.4 m at room temperature. *Chemical Geology*, 284(3~4): 262~269.

Xiong Yongliang. 2017. Comment on “Hydromagnesite solubility product and growth kinetics in aqueous solution from 25 to 75°C” by Gautier Q, Benezeth P, Mavromatis V, and Schott J. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 213: 677~680.

Yan Lijuan, Zheng Mianping. 2015. Influence of climate change on saline lakes of the Tibet Plateau, 1973~2010. *Geomorphology*, 246: 68~78.

Yan Rune, Xia Zhengkai. 1987#. Hydromagnesite and Late Pleistocene environment in Datong basin, Shanxi Province. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, (2): 98~110.

Ye Lianjun, Li Renwei, Liu Zhili, Li Juying, Yin Leiming, Chen Qiying, Tang Tianfu, Wang Dongan, Chen Ruijun, Fan Delian, Chen Zhiming, Liu Wenjun, Li Zhong, Wang Zhongcheng, Cai Keqin, Lu Jialan, Li Yaqin. 1998#. Microbial—Organic Mineralization and the Background. Beijing: Ocean Press.

Yu Jiangjiang, Zheng Mianping, Wu Qian, Wang Yunsheng, Nie Zhen, Bu Lingzhong. 2015#. Natural evaporation and crystallization of Dujiali salt lake water in Tibet. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 34(12): 4172~4178.

Yu Jiangjiang, Zheng Mianping, Wu Qian, Wang Yunsheng, Nie Zhen, Bu Lingzhong. 2016#. Natural evaporation and crystallization of Bangor salt lake water in Tibet. *Science & Technology Review*, 34(5): 60~66.

Yu Jianhua. 2014#. Culture Theory and Technical Application of Microalgae. Inner Mongolia: Inner Mongolia Science and Technology Press: 51~106.

Zhang Xiaojuan, Zeng Yan, Li Zhibao. 2020. Enhanced hydromagnesite process for CO_2 sequestration by desilication of serpentine ore in NaOH solution. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 59(25): 11370~11380.

Zhang Zhiping, Zheng Yajun, Ni Yuwen, Liu Zhongmin, Chen Jiping, Liang Xinmiao. 2006. Temperature- and pH-dependent morphology and FT-IR analysis of magnesium carbonate hydrates. *The Journal of Physical Chemistry B*, 110(26): 12969~12973.

Zhao Guangtong, Du Yongsheng, Wei Haicheng, Wen Huaijun, Li Binkai, Gao Donglin, Zhang Yan. 2018#. Optically stimulated luminescence dating of paleo-shorelines of Bange Co, Qinghai—Tibetan plateau and its implications for palaeo-environment. *Journal of Salt Lake Research*, 26(3): 26~34.

Zhao Wen, Yin Xuwang, Zhang Peng, Wei Jie. 2010#. Ecology of Inland Saline Lakes in China. Beijing: Science Press: 94~135.

Zhao Wen, Zhao Yuanyi, Wang Qiaohan, Zheng Mianping, Wei Jie, Wang Shan. 2016. The community structure and seasonal dynamics of plankton in Bange Lake, northern Tibet, China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 34(6): 1143~1157.

Zhao Xitao, Zhao Yuanyi, Zheng Mianping, Ma Zhibang, Cao Jianke, Li Minghui. 2011#. Late Quaternary lake development and denivellation of Bankog Co as well as lake evolution of southeastern north Tibetan plateau during the Last Great Lake period. *Acta Geoscientica Sinica*, 32(1): 13~26.

Zheng Mianping, Xiang Jun, Wei Xinjun, Zheng Yuan. 1989#. Saline Lakes on the Qinghai—Xizang (Tibet) Plateau. Beijing: Beijing Science and Technology Press: 112~191.

Zheng Xiyu, Yang Shaoxiu. 1983#. On the components of the saline lake water in Xizang. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 14(4): 342~352.

Zheng Xiyu, Zhang Minggang, Xu Chang, Li Bingxiao. 2002#. A Chronicle of the Salt Lakes of China. Beijing: Science Press.

Acknowledgements: This study was supported by the Self-Deployment Fund Project of Innovation Academy for Green Manufacture, Chinese Academy of Sciences (No. IAGM2020C09). The identification of algae species in this paper was supported by Dr. MA Xiao and Prof. XIA Xiaomin from South China Sea Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, anonymous reviewers and commissioning editors have put forward valuable revision opinions and suggestions for this paper. We would like to express our sincere thanks to them

Algae mineralization experiment and genetic analysis of hydromagnesite in Bangor Lake, Xizang(Tibet)

JIANG Tianming^{1, 2, 3)}, JI Lianmin^{1, 4)}, CHENG Huaide^{1, 2)}, LI Binkai^{1, 2, 3)}, LI Gang⁵⁾, MA Haizhou^{1, 2)}, ZHANG Xiying^{1, 2)}, LI Changzhong^{1, 2, 3)}, MA Xuehai^{1, 2, 3)}, ZHANG Pengcheng^{1, 2, 3)}

1) Key Laboratory of Comprehensive and Highly Efficient Utilization of Salt Lake Resources, Qinghai Institute of Salt Lakes, Chinese Academy of Sciences, Xining, 810008;

2) Qinghai Provincial Key Laboratory of Geology and Environment of Salt Lakes, Xining, 810008;

3) University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100049;

4) Innovation Academy for Green Manufacture, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100190;

5) Key Laboratory of Tropical Marine Bio-resources and Ecology, South China Sea Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou, 510301

Objectives: At present, there are two types of understanding about the formation of natural hydromagnesite: evaporative deposition and biogenic. Previously, the hydromagnesite was successfully prepared in the laboratory, which confirmed the theory of inorganic genesis of hydromagnesite. However, the experimental crystallization conditions of hydromagnesite are significantly higher than the cold climate and hydrochemical conditions in Bangor Lake (Bangor Co), Xizang (Tibet). In addition, it is difficult for the brine in Bangor salt lake to form hydromagnesite minerals through natural evaporation and crystallization. This understanding is in contradiction with the phenomenon of hydromagnesite forming on the surrounding terraces in Bangor salt lake. Therefore, natural evaporation deposition may not be the main formation process of hydromagnesite in Bangor salt lake at this stage, there are studies have shown that algae have the ability to induce the formation of carbonate minerals. In this paper, the genesis of hydromagnesite in Bangor Lake is discussed from the perspective of algae biogenesis.

Methods: In this paper, a laboratory simulation experiment was carried out by using high concentration brine and its algae of III lake in Bangor salt lake, and compared with the natural crystallization results of the lake water without algae in Bangor salt lake, to discuss the genetic relationship between the life activities of algae and the hydromagnesite in Bangor salt lake, Xizang(Tibet).

Results: The algae can not only adapt to high salinity environment (117.3 g/L), but also significantly improve the pH value of the surrounding water body (up to 10.564) in the process of photosynthesis, inducing and facilitating the crystallisation and precipitation of dypingite at the algae reticulation nodes, which can be further dehydrated to form hydromagnesite mineral. In addition, when the concentration of Mg^{2+} in Bangor salt lake was increased artificially, only the nesquehonite minerals could be crystallized, and the dypingite or hydromagnesite minerals can not be crystallized.

Conclusions: In this study, it was found that the biological mineralization dominated by algae was closely related to the crystallization and precipitation process of hydromagnesite in Bangor salt lake, Xizang(Tibet). However, the specific conditions concerning the transformation of dypingite to hydromagnesite and the specific molecular mechanism of algae mineralization are still unclear and need to be further investigated.

Keywords: hydromagnesite; Bangor Lake (Bangor Co), Xizang(Tibet); dypingite; biogenic

First author: JIANG Tianming, male, born in 1995, master student, majors in evaporite deposits; Email: jtm@isl.ac.cn

Corresponding author: LI Binkai, male, born in 1980, associate professor, mainly working on geochemistry and mineralogy research; Email: libk@isl.ac.cn

Manuscript received on: 2021-07-17; Accepted on: 2021-08-13; Network published on: 2021-09-20

Doi: 10.16509/j.georeview.2021.09.011

Edited by: LIU Zhiqiang